

Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust

Deel I - Functionele beschrijving kustecosysteem en ecosysteemdiensten



Van der Biest K., D'hondt B., Schellekens T., Vanagt T., Kamermans P., Bonte D., Ysebaert T. en Meire P.

September 2017

Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust

Deel I - Functionele beschrijving kustecosysteem en ecosysteemdiensten

Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust

Deel I – Functionele beschrijving kustecosysteem en ecosystemendiensten

eCOAST rapport 2014016-1

Auteurs:

Van der Biest K., D'hondt B., Schellekens T., Vanagt T., Kamermans P., Bonte D., Ysebaert T. en Meire P.

Opdrachtgevers:

Agentschap voor Natuur en Bos (ANB), Departement Mobiliteit en Openbare Werken (MOW)

Stuurgroep:

L. Demarest, F. Roose, M. Van Wonterghem

Wetenschappelijke begeleiding:

S. Degraer, K., Hostens, H. Maelfait, T. Mertens, H. Pirlet, S. Provoost, E. Stienen, V. Van Lancker, T. Verwaest

Begeleiding data-inventarisatie en GIS-database:

Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ)

Data-verzameling visserij:

Instituut voor Landbouw en Visserijonderzoek (ILVO)

Disclaimer

eCOAST B.V.B.A. is niet aansprakelijk voor gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van eCOAST B.V.B.A.; opdrachtgever vrijwaart eCOAST B.V.B.A. van aanspraken van derden in verband met deze toepassing. Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever en van eCOAST B.V.B.A..

Inhoud

Inleiding	7
Doel van de studie	7
Afbakening en leeswijzer	9
Hoofdstuk 1. Afbakening studiegebied	11
Hoofdstuk 2. Data-inventarisatie	13
2.1. Monitoringsgegevens	13
2.2. Habitatkarteringen	13
2.2.1. Marien	14
2.2.2. Terrestrisch	15
2.2.3. Basiskaart voor ecosysteemdiensten	32
2.3. Ecologische modellen	37
2.3.1. Methode	37
2.3.2. Types modellen	38
2.3.2.1. Empirische modellen	38
2.3.2.2. Analytische modellen	41
2.3.2.3. Mechanistische modellen	41
2.3.3. Toepasbaarheid van modellen	42
2.3.3.1. Realisme, precisie en generaliteit	42
2.3.3.2. Voorspellen	43
2.3.3.3. Beperkingen	44
2.3.4. Resultaten	45
2.3.4.1. Zee	46
2.3.4.2. Zee tot strand	48
2.3.4.3. Strand tot duin	49
2.3.4.4. Duin	51
2.3.4.5. Dier en strand	53
2.3.4.6. Plant en duin	53
2.3.4.7. Dier en duin	55
2.3.5. Discussie	55
Hoofdstuk 3. Processen	57
3.1. Natuurlijke processen	57

3.1.1.	Hydrodynamiek	57
3.1.2.	Morfodynamiek	58
3.1.3.	Natuurlijke rifvorming	59
3.1.4.	Pelagische productie	60
3.1.5.	Benthische productie	60
3.1.6.	Transfer	61
3.1.7.	Primaire duinvorming.....	61
3.1.8.	Grootschalige verstuiving	62
3.1.9.	Kleinschalige verstuiving	62
3.1.10.	Infiltratie en evapotranspiratie	63
3.1.11.	Bodemontwikkeling en gasemissies.....	64
3.1.12.	Denitrificatie	64
3.1.13.	Vegetatieontwikkeling.....	64
3.1.14.	(Meta)populatie dynamiek.....	65
3.2.	Antropogene processen	66
3.3.	Achtergrondprocessen	69
3.3.1.	Klimaatwijziging	70
3.3.1.1.	Primaire effecten	72
3.3.1.2.	Secundaire effecten	74
3.3.2.	Bevolkingsgroei	76
3.3.3.	Havenontwikkeling.....	77
Hoofdstuk 4.	Habitats	78
4.1.	Habitats en hun processen.....	78
4.1.1.	Algemene processen en functionele relaties in het mariene ecosysteem	78
4.1.2.	Pelagiaal.....	79
4.1.3.	Onderwaterriffen	80
4.1.4.	Altijd overstroomde zandbanken en vooroever	80
4.1.5.	Estuarium.....	82
4.1.6.	Slikken en schorren	83
4.1.7.	Laagstrand en droogvallende zandbanken voor kust	84
4.1.8.	Hoogstrand en duinvoet.....	85
4.1.9.	Zeereepduin	86
4.1.10.	Mosduin en duingrasland.....	87
4.1.11.	Duinstruweel en duinbos	88
4.1.12.	Duinvalleien.....	88

4.1.13.	Duin-polderovergang.....	89
4.1.14.	Antropogene milieu's	89
4.2.	Overkoepelende functies	90
4.2.1.	Voedselweb	90
4.2.2.	Kraam- en kinderkamer	90
Hoofdstuk 5.	Ecosysteemdiensten.....	92
5.1.	Aanpak ecosysteemdienstenanalyse	92
5.1.1.	Doelstelling	92
5.1.2.	Methodologie	92
5.1.3.	Selectie van ecosysteemdiensten	94
5.1.4.	Verwachte vraag naar ecosysteemdiensten	96
5.2.	Kwantificering.....	96
5.2.1.	Voorzienende ecosysteemdiensten	96
5.2.1.1.	Landbouwproductie	96
5.2.1.2.	Visserijproductie	100
5.2.1.3.	Aquacultuurproductie	106
5.2.1.4.	Abiotische energiewinning	108
5.2.1.5.	Zand- en grindontginning	110
5.2.2.	Regulerende ecosysteemdiensten	113
5.2.2.1.	Watervoorziening.....	113
5.2.2.2.	Bescherming tegen overstromingen	116
5.2.2.3.	Klimaatregulatie.....	121
5.2.2.4.	Waterkwaliteitsregulatie	125
5.2.2.5.	Waterretentie	138
5.2.2.6.	Onderhoud levenscyclus.....	139
5.2.3.	Culturele ecosysteemdiensten	139
5.2.3.1.	Recreatie en toerisme	139
5.2.4.	Overzicht.....	144
Hoofdstuk 6.	Data- en kennishiaten	146
6.1.	Ruimtelijke dekking	146
6.2.	Processen	146
6.3.	Overgang land-zee.....	147

6.4. Ecosysteemdiensten.....	148
Referenties	150
Appendices	166
Appendix 1.....	166
Appendix 2.....	172

Inleiding

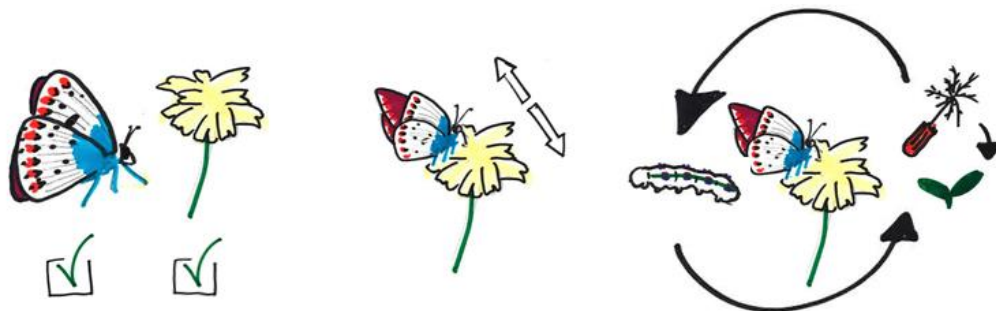
Doel van de studie

De doelstellingen van deze studie zijn het ontwikkelen van een geïntegreerd streefbeeld of visie voor het Vlaamse kustgebied én de ontwikkeling van een toetsingskader om toekomstige ontwikkelingen te beoordelen op de impact die deze kunnen hebben op (de haalbaarheid van) dit streefbeeld.

Streefbeeld

Het streefbeeld moet de basis vormen voor een *compleet*, *gezond*, en *duurzaam* kustecosysteem in 2100. Deze kenmerkstoestanden worden als volgt gedefinieerd (Figuur 1):

- Een *compleet* systeem houdt in dat alle natuurlijke componenten en processen eigen aan het ecosysteem aanwezig zijn. Voorbeelden van componenten zijn soorten en habitats, maar evengoed water en sediment, processen zijn onder andere geomorfologische processen zoals zandtransport.
- Een *gezond* systeem houdt in dat de verschillende componenten zich in een goede toestand bevinden. Voor soorten/habitats kan dit betekenen dat zij voldoende talrijk/omvangrijk zijn, voor sediment/water dat hun integriteit/kwaliteit bewaard zijn.
- Een *duurzaam* systeem houdt in dat de nodige voorwaarden voldaan zijn voor de componenten om zich in stand te houden en bestand te zijn tegen verstoringen. De onderhoudende, natuurlijke processen vinden ongehinderd plaats.



Figuur 1 – De ecosysteemcomponent die de afgebeelde soorten omvat, is compleet, gezond en duurzaam indien alle soorten aanwezig zijn (links), zij met elkaar interageren (midden), en zij vitale populaties op kunnen bouwen (rechts), respectievelijk.

Het streefbeeld tracht zo holistisch mogelijk te zijn, en neemt de menselijke benutting van de kust expliciet mee in rekening. Deze functies van het systeem worden onder de vorm van ecosystemendiensten opgenomen, die evenwaardig met de louter natuurlijke ecosysteemcomponenten worden behandeld. Beide zijn nauw verbonden met elkaar door het functioneren van het kustecosysteem als een geïntegreerd geheel. Hierbij wordt **voortgebouwd** op eerder ontwikkelde streefbeelden (o.a. Provoost & Hoffmann 1996a,b,c; Sevenant et al. 2002b; Provoost & Bonte 2004; Kappaplan, Natuurpunt 2010; CcASPAR, De Waegemaeker et al. 2013; Metropolaan Kustlandschap, Atelier Visionaire Kust 2014; Van Lancker et al. 2015a; etc.) en worden deze waar mogelijk geactualiseerd. Hiernaast wordt de tijdshorizont voor het streefbeeld van het jaar 2020 (Provoost & Hoffmann 1996c) opgeschoven naar het **eind van de 21^e eeuw**. Dit verlengde tijdsvenster impliceert evenwel een relatief grotere onzekerheid in de toekomstige toestand van veel

van de sturende factoren voor het kustecosysteem. Om met deze onzekerheid om te gaan is gekozen voor een gewijzigde aanpak op een aantal vlakken vergeleken met de eerder ontwikkelde streefbeelden.

Ten eerste worden componenten (habitats, vegetaties, ecotopen, ea.) binnen het kustecosysteem niet louter op hun structurele kenmerken beschouwd (i.e. patronen, identiteit van soorten...), maar tevens op basis van hun **functionele kenmerken** (i.e. processen, kenmerken van soorten...). De focus komt daarbij te liggen op de onderlinge relaties tussen componenten, en het zelforganiserend vermogen van het kustecosysteem. Centraal in de visievorming staat de opvatting dat een compleet, gezond en duurzaam ecosysteem, plus de valorisatie van alle inbegrepen ecosysteemdiensten, het best kan worden bereikt door waar mogelijk actief of passief in te zetten op (het in stand houden en optimaliseren van) de onderliggende *processen* (en dus niet de ecosysteemcomponenten zelf). De veronderstelling hierbij is dat de structurele kenmerken als vanzelf volgen en in stand worden gehouden door de onderliggende processen (Provoost & Hoffmann 1996c).

Ten tweede betekent het dat het kustecosysteem ruimtelijk met een relatief **lagere resolutie** moet worden beschouwd, en ook minder expliciet (plaatsspecifiek) kan zijn. Daartegenover staat weliswaar een vergroting van het visiegebied door een **zeewaartse uitbreiding**, daar het kustecosysteem in zijn essentie de functionele koppeling tussen zee en duinen omvat. Het ruimtelijk detail komt hiermee op het niveau van de **heersende processen** te liggen.

Een bijkomende aanvulling ten opzichte van de ecosysteemvisie uit 1996 is dat het **maatschappelijk belang** van een gezond functionerend ecosysteem expliciet aan bod komt. De Vlaamse kust is gekenmerkt door een bijzonder intensief sociologisch en economisch gebruik. Deze diensten worden net zoals ecosysteemcomponenten in stand gehouden door goed functionerende ecologische processen. De ontwikkeling van een visie kan hier dan ook niet los van worden gezien.

Toetsingskader

Om een inschatting te kunnen maken van de impact van een verwachte ingreep op het (realiseren van het) streefbeeld is een voorspellend instrument nodig waarmee de wijzigingen in het ecosysteemfunctioneren geïdentificeerd kunnen worden, en ook de gevolgen hiervan op de ecosysteemcomponenten en -diensten. Er wordt voor dit instrument vertrokken van het beoordelingskader voor het Schelde-estuarium (Maris et al. 2014), welke zijn deugdelijkheid in het evalueren van de ecologische toestand van de Schelde bewezen heeft. Deze methodiek ontrafelt het functioneren van de Schelde aan de hand van een piramide-structuur:

Het functioneren van het ecosysteem wordt beschreven aan de hand van een beperkt aantal **communicatie-indicatoren**, die hiërarchisch bepaald worden door **toetsparameters** waarmee ondubbelzinnig de toestand of trend van de communicatie-indicator geëvalueerd kan worden. Elke toetsparameter is opgebouwd uit één of meerdere **rekenparameters** die samen bepalen of de ontwikkelingen van een toetsparameter gunstig of ongunstig zijn voor het functioneren van het systeem. De **verklarende parameters** geven aan welke de mogelijke oorzaken zijn van een bepaalde toestand van of verandering in de rekenparameters.

Deze logische opbouw wordt ook op het kustecosysteem toegepast, welliswaar met een set aan communicatie-indicatoren (piramides) en parameters die het functioneren van het kustecosysteem weergeeft: **Biodiversiteit, Connectiviteit, Grondwater, Kwaliteit zeewater en Habitat**.

Omdat in de visie ecosysteemdiensten expliciet aan bod komen is het noodzakelijk dat het beoordelingskader in staat is om ook over de impact op ecosysteemdiensten een uitspraak te doen. Dit vormt een extra ontwikkeling ten opzichte van de Schelde-methodiek. De **koppeling met ecosysteemdiensten** wordt gemaakt via de ecosysteemprocessen. De werking van die processen is afhankelijk van de toestand van een reeks verklarende ecosysteemparameters. Een verandering in één of meerdere van deze verklarende parameters, als gevolg van een ingreep, zal leiden tot een verandering in de processen en uiteindelijk in ecosysteemcomponenten en -diensten.

Het instrument moet tenslotte ook in staat zijn om een ingreep te toetsen aan het streefbeeld, en moet dus een **voorspelling** doen van het toekomstige ecosysteemfunctioneren. Omdat de Schelde-methodiek gebaseerd is op een evaluatie van de huidige toestand (toestandsevaluatie), dient het instrument verder uitgebreid te worden zodat een impactevaluatie mogelijk is.

Afbakening en leeswijzer

De resultaten van de studie worden gebundeld in 2 afzonderlijke deelrapporten welke de weerslag zijn van de verschillende deelaspecten van de studie. Om tot een onderbouwde visie te komen is het noodzakelijk een grondig inzicht te krijgen in het functioneren van het ecosysteem. Het eerste deel van de studie bestaat dan ook uit een functionele beschrijving van het kustecosysteem en een analyse van hoe dit leidt tot de totstandkoming van ecosysteemcomponenten en -diensten. In het tweede deel komen de visie zelf en de effectbeoordelingsmethodiek aan bod.

Leeswijzer Deelrapport I

Het eerste beschrijvende rapport is de weerslag van het voorbereidende werk dat is verricht in aanloop naar de vorming van de toekomstvisie en de ontwikkeling van de beoordelingsmethodiek. Het vormt dan ook een belangrijke bron aan achtergrondinformatie die nodig is om de visie zelf te begrijpen en ze juist te interpreteren. Ook voor de beoordelingsmethodiek geeft het onderbouwende informatie die helpt om de relaties tussen processen en ecosysteemcomponenten en -diensten te begrijpen. Er wordt daarnaast ook een overzicht gegeven van de bestaande kennis en data die beschikbaar is voor het Vlaamse kustecosysteem, en de verschillende modellen die gebruikt kunnen worden om de impact van veranderingen in kustecosysteem in te schatten wordt besproken, alsook een overzicht van de kennisleemtes.

Hoofdstukken 1 en 2 vormen twee voorbereidende hoofdstukken. In een eerste hoofdstuk wordt de **geografische afbakening** van het studiegebied gedefinieerd. Hoofdstuk 2 inventariseert wat er zoal voorhanden is aan monitoringsgegevens, kennis en ruimtelijke data aan de hand waarvan inzicht kan verkregen worden in het functioneren van het Vlaamse kustecosysteem. Deze **inventarisatie** wordt aangevuld met een overzicht van bestaande relationele ecologische modellen uit het kustecosysteem die voor de visievorming en voor het beoordelingskader relevant worden geacht.

De kern van het rapport bestaat uit **Hoofdstukken 3, 4 en 5** waarin dieper wordt ingegaan op het functioneren van het kustecosysteem. De Vlaamse kust is een regio die van nature zeer dynamisch en divers is. Vanwege deze **dynamiek** spreken we van het 'kustsysteem' (Van Lancker et al. 2015a), verwijzend naar het raderwerk waarmee de interne samenhang wordt bewaard. De **diversiteit** van de kust uit zich op verschillende – onderling afhankelijke – vlakken: in ecologische gradiënten (bv. zout-zoet, nat-droog, open-gesloten), biologische taxa, habitats, landschappen, Ook dynamiek en diversiteit zijn niet onafhankelijk: waar de eerste wijst op de gangbare temporele en ruimtelijke

processen binnen het kustsysteem, wijst de laatste op de ruimtelijke patronen die hier doorgaans uit voortvloeien.

De dynamiek en diversiteit van de Vlaamse kust is uitvoerig beschreven in diverse werken (o.a. Sevenant et al. 2002b, Provoost & Bonte 2004, Degraer et al. 2015, Van Lancker et al. 2015a) en niet in het minst in de ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust door Provoost & Hoffmann (1996a,b,c). Dit werk geeft een quasi compleet overzicht van de geldende processen en gekende patronen inzake het klimaat, de geomorfologie, hydrologie, pedologie, bewonings- en landschapsgeschiedenis, en biologie (flora, fauna, levensgemeenschappen, vegetatie- en habitattypes). Veel van de daarin beschreven processen en patronen zijn van blijvende aard of gelden nog steeds als actueel. De opdracht waarbinnen dit rapport kadert, poogt dan ook niet om een update van bovenvernoemd werk te verlenen, doch wel om er op voort te bouwen.

Hoofdstuk 3 beschrijft beknopt de processen die een rol spelen in het kustecosysteem, zowel deze die van nature in het kustecosysteem spelen, als deze die gestuurd worden door de mens. Dit hoofdstuk is vooral bedoeld ter verduidelijking van wat precies verstaan wordt onder ieder proces. In Hoofdstuk 4 wordt dieper ingegaan op de functionele rol van deze processen en hoe ze leiden tot de totstandkoming van habitats, en in Hoofdstuk 5 tot de standkoming van ecosysteemdiensten, en hoe zij deze wederzijds beïnvloeden. Het huidige aanbod aan ecosysteemdiensten wordt gekwantificeerd en met het oog op de ontwikkeling van een lange termijnvisie wordt een beeld geschetst van de verwachte vraag naar ecosysteemdiensten.

Hoofdstuk 6 tenslotte vormt een afsluitend hoofdstuk waarin op basis van de verzamelde kennis in hoofdstukken 1 tot en met 5 een overzicht wordt gemaakt van de **kennisleemtes** rond het functioneren van het Vlaamse kustecosysteem. Deze kennisleemtes kunnen de ontwikkeling van een toekomstvisie bemoeilijken, omdat de precieze impact van veranderingen in het kustecosysteem onder- of overschat kunnen worden. Het is dan ook belangrijk deze kennislücken te expliciteren en aan te geven hoe hiermee werd omgegaan bij het ontwikkelen van de visie.

Hoofdstuk 1. Afbakening studiegebied

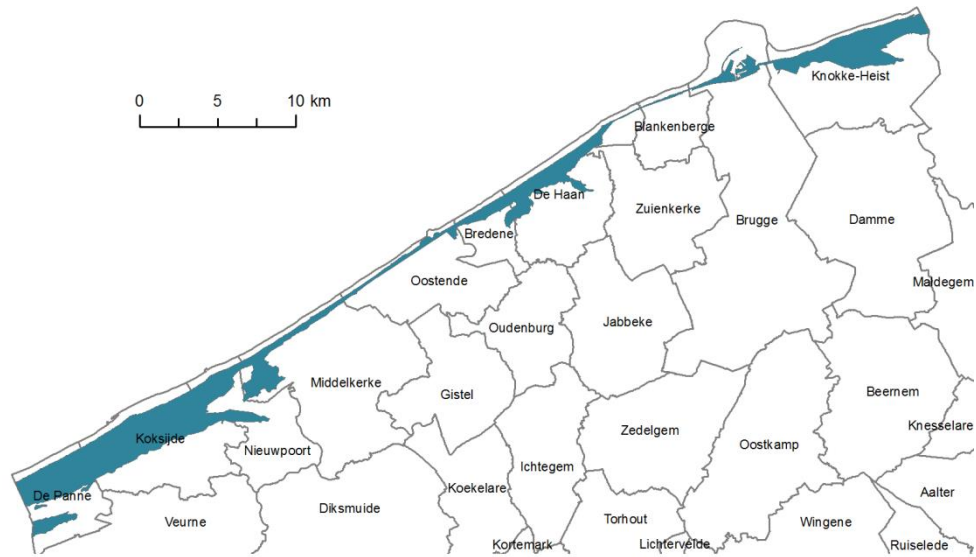
Auteurs: Bram D'hondt, Tim Schellekens, Katrien Van der Biest

We onderscheiden een marien gedeelte en terrestrisch gedeelte binnen het Vlaamse kustsysteem, hoewel beide sterk met elkaar verbonden zijn en elkaar beïnvloeden.

Het **mariene gedeelte** wordt in deze studie aan de zeezijde begrensd door de doorgaande -20 m waterlijn bij gemiddeld zeeniveau. Deze begrenzing komt ongeveer overeen met het deel van het Belgisch Continentaal Plat dat van belang is voor de bescherming tegen overstromingen (analoog aan het 'kustfundament' zoals gebruikt in Nederland). Aan landzijde wordt de beschrijving van mariene habitats begrensd door de gemiddelde hoogwaterlijn (de duinvoet of de schorren vormen de landwaartse habitats op de grens). Bij de beschrijving van de mariene habitats hebben we dus te maken met twee soorten gebieden: de zandige kust en de meer slibrijke slikke en schorre. De zandige kust bestaat uit een typische verticale zonering van habitats. Beginnende bij de duinvoet vinden we achtereenvolgens hoogstrand, laagstrand en droogvallende zandbanken voor kust, vooroever en permanent overstroomde zandbanken, geulen en onderwaterriffen. Slikke en schorre ontwikkelen zich op meer slibrijke sedimenten, zoals in estuaria of in ondiepe kustvlaktes. Een estuarium is het benedenstrooms gedeelte van een rivier dat onder invloed staat van de getijdenwerking van de zee en waarbinnen het zoete rivierwater geleidelijk gemengd wordt met het zoute zeewater, waardoor een typische overgang van zoet naar brak naar zout ontstaat. Het estuarium strekt zich landinwaarts uit tot waar het getij meetbaar is en bestaat uit permanent onder water staande gebieden (geulen en ondiepwatergebieden) en bij eb droogvallende gebieden (slikken, platen en schorren). Tussen de hoogwater- en de springvloedlijn ontwikkelen schorren, de begroeide delen binnen een estuarium. Langs de Vlaamse kust is maar één estuarium, dat van de rivier de IJzer bij Nieuwpoort. Andere slikke en schorre worden in het Vlaams kustecosysteem enkel teruggevonden in het Zwin en in de Baai van Heist.

Het **terrestrisch gedeelte** wordt afgebakend in overeenstemming met het zogenaamde kustduinendistrict (Sevenant et al. 2002a,b,c). Laatstgenoemde auteurs deelden Vlaanderen op in abiotisch homogene gebieden op basis van de hiërarchische invloed van klimaat, geologie, reliëf, geomorfologie, grondwater, oppervlaktewater en bodem. Dit resulteerde in 36 ecodistricten verdeeld over 12 ecoregio's. Zij dienen als ruimtelijke eenheden voor een gebiedsgericht natuur- en milieubeleid (Couvreur et al. 2004), en hun gebruik is ook hier dus de aangewezen keuze.

Het kustduinendistrict (Figuur 2) is het enige district binnen zijn (gelijknamige) ecoregio. Dit ±77 km² grote district omvat zowel het strand, de jonge duinen, de subrecente binnenduinen als de oude duinen. Dit district onderscheidt zich sterk van de overige districten in Vlaanderen, en is in hoofdzaak vanuit de bodemkaart gedefinieerd. De grens met het aanlandende kustpolderdistrict is evenwel niet overal even scherp; hun overgangsgronden vertonen zeer uiteenlopende profielen (Sevenant et al. 2002b). De scherpe afbakening uit Figuur 2 is in realiteit dus vager, maar niettemin noodzakelijk voor een aantal berekeningen verderop in dit rapport. Zoals hieronder toegelicht, kennen een aantal statistieken voor het kustduinendistrict ook een belangrijke interne variabiliteit (o.a. microklimatologie, bodemchemie, grondwatertafel...) en werden reeds door Sevenant et al. (2002c) gegeven (bv. dekking vogel- en habitatrichtlijngebieden, overeenkomst met fytogeografische indelingen, bosleeftijden).



Figuur 2 – Het kustduinendistrict (in blauw). Naar: Sevenant et al. (2002a).

De opdeling volgens West-, Midden- en Oostkust verwijst hier respectievelijk naar de zones tussen de gemeentes De Panne tot en met Nieuwpoort (± 17 km lengte), Middelkerke tot en met De Haan (30 km), en Blankenberge tot en met Knokke-Heist (19 km).

Hoofdstuk 2. Data-inventarisatie

Auteurs: Bram D'hondt, Katrien Van der Biest, Tim Schellekens, Pauline Kamermans

Zoals hierboven toegelicht, staat of valt het opstellen van een visie en een toetsingskader met een goede inventarisatie van beschikbare kennis over de structurele en functionele kenmerken van het systeem. Dit hoofdstuk omvat de inventarisatie van bestaande wetenschappelijke informatie over het voorkomen van de verschillende structurele kenmerken (habitats) en functionele kenmerken (systeemcomponenten) in de kustregio.

Voor de inventarisatie van ecosysteemcomponenten wordt dus vooral een functionele benadering gebruikt: wat zijn de abiotische kenmerken van het kustecosysteem, welke processen spelen er, wat zijn de sleutelsoorten, etc. Vervolgens wordt het kustecosysteem opgedeeld in habitats op basis van gelijkaardige ecosysteemcomponenten. Dit in tegenstelling tot een structurele benadering waarbij gekeken wordt naar de elementen en bestandsdelen van habitats.

Tenslotte wordt een overzicht gemaakt van bestaande ecologische modellen aan de hand waarvan inzicht kan verkregen worden in het functioneren van het kustecosysteem, hoe ecosysteemcomponenten veranderen, en waar bepaalde habitats en soorten kunnen voorkomen.

2.1. Monitoringsgegevens

Een eerste stap in de inventarisatie van beschikbare data is het identificeren van de ecosysteemparameters en –processen waarvoor gegevens nodig zijn. Er wordt hierbij een onderverdeling gemaakt in volgende thema's: grondwater, kwaliteit zeewater, habitat, connectiviteit, biodiversiteit en ecosysteemdiensten. Deze onderverdeling vormt ook de basis voor de ontwikkeling van de beoordelingsmethodiek in Deel II. In totaal worden een 130-tal parameters geïdentificeerd die het ecologisch functioneren van het kustecosysteem bepalen of er een indicatie van zijn. In samenwerking met het VLIZ werd voor iedere parameter de beschikbaarheid binnen IMIS (Integrated Marine Information System, het dataplatform van VLIZ) nagegaan, alsook de periode waarover metingen werden gedaan, ruimtelijke dekking, dataformaat, frequentie van monitoring en de contactpersoon.

Uit deze analyse blijkt dat er voor de kustzone bijzonder veel en zeer kwaliteitsvolle ruimtelijk expliciete data voorhanden is. De resultaten van deze inventarisatie zijn gebruikt bij de identificering van kennishiaten en worden in Hoofdstuk 6 verder in detail besproken. Voor het raadplegen van de beschikbare gegevens voor de verschillende parameters wordt verwezen naar IMIS (<http://www.vliz.be/en/imis?module=dataset&dased=5822>).

2.2. Habitatkarteringen

In dit deel gaan we nader in op een aantal specifieke (op het terrein gebaseerde) bronnen die informatie verschaffen over het voorkomen van habitats, processen en bepaalde ecosysteemdiensten. We beperken ons hierbij tot die bronnen die een kustbrede visie hanteren, doch informatief zijn voor ons begrip van het (kust)systeemfunctioneren. De grens tussen marien en terrestrisch die gehanteerd

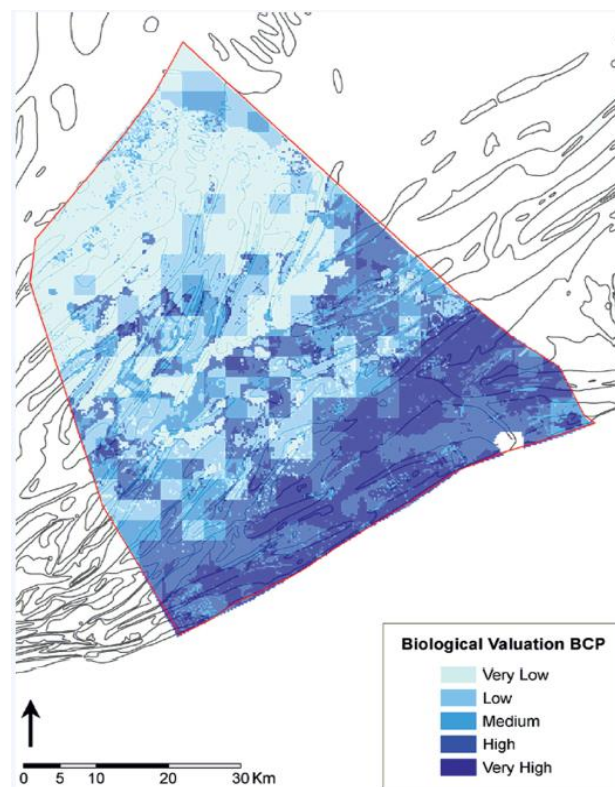
wordt in ieder van de bronnen kan licht verschillen met deze uit de voorliggende studie. Zo maakt de Biologische Waarderingskaart onderscheid tussen marien en terrestrisch op basis van de laagwaterlijn (in deze studie is dat de hoogwaterlijn).

2.2.1. Marien

De Biologische Waarderingskaart

Naar analogie met de oorspronkelijke Biologische Waarderingskaart (zie verder), werd ook voor het mariene milieu een Biologische Waarderingskaart opgemaakt (Deraus et al. 2007). Beide kaarten sluiten bij elkaar aan op de laagwatergrens. Een deel van het mariene milieu, zoals gedefinieerd in de voorliggende studie, valt dus volgens de indeling van de BWK's onder terrestrisch milieu en wordt besproken onder paragraaf 2.2.2. Het betreft de habitats tussen de laag- en de hoogwaterlijn.

Op basis van waarderingskaarten voor zeevogels, macrobenthos, epibenthos en demersale vissen is een biologische waarderingskaart gemaakt (Deraus et al. 2007 en BWZeeproject, BELSPO) (Figuur 3). Deze laat zien dat de biologische waarde het hoogst is nabij de kust.



*Figuur 3 – Biologische waarderingskaart van het Belgisch deel van de Noordzee.
Overgenomen van Degraer et al. (2015).*

2.2.2. Terrestrisch

In de praktijk is een functionele beschouwing voor terrestrische milieus bijna steeds vegetatiekundig of floristisch van aard. Voor een aantal oudere vegetatiekaarten van de Vlaamse kust verwijzen we in dit opzicht naar Provoost & Hoffmann (1996a). Sevenant et al. (2002c) geven voor het kustduinendistrict statistieken weer vanuit andere informatiebronnen (o.a. dekking vogel- en habitatrichtlijngebieden, fytogeografische indelingen, bosleeftijd).

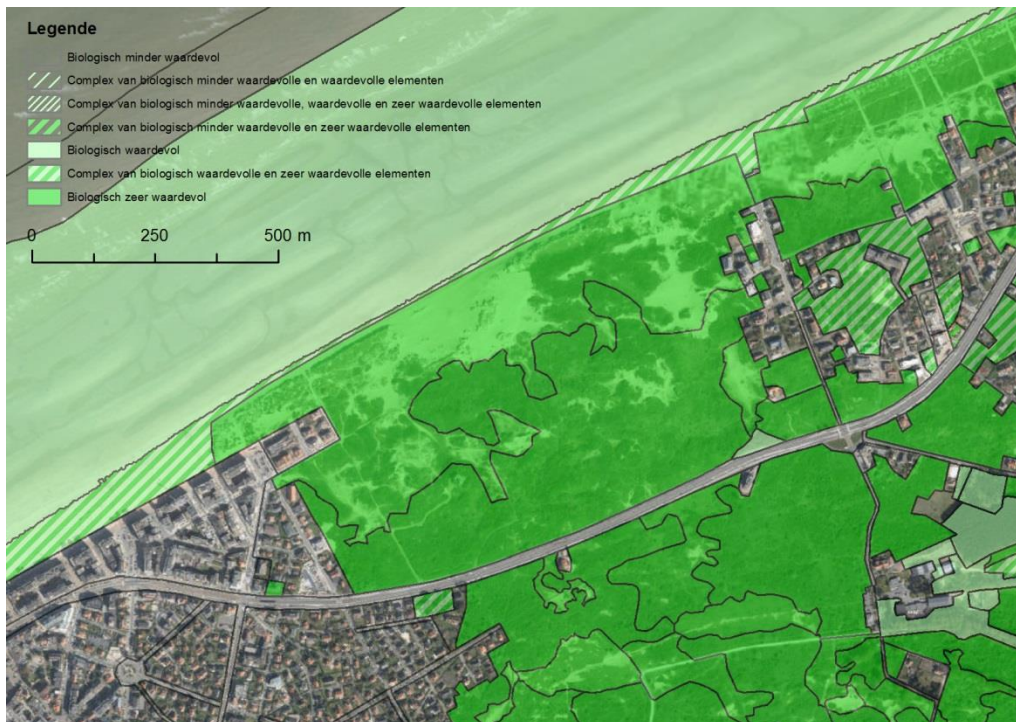
De Biologische Waarderingskaart

De Biologische Waarderingskaart ('BWK') biedt een gebiedsdekkende inventarisatie van het biologische milieu en de bodembedekking van Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. De meest recente versie van de Biologische Waarderingskaart (BWK-versie 2) is gebaseerd op terreinwerk uitgevoerd tussen 1997 en 2010, en is opgemaakt op een 1/10.000-schaal (Vriens et al. 2011).

Zij geeft op perceelsniveau het bodemgebruik en de biotopen weer middels lettercodes, karteringseenheden genaamd. Er worden zo'n 400 karteringseenheden onderscheiden; aanvullende symbolen (i.f.v. ontwikkelingsgraad en densiteit) brengen het totaal op meer dan 1000 mogelijke combinaties. De eenheden komen in meer of mindere mate overeen met vegetatiekunde syntaxa, maar beschrijven ook structurele kenmerken (bv. bomenrijen, dijken...). Zo duidt 'mz' op een zilt moeras met heen, en 'ui' op industriële bebouwing. Aan een perceel kunnen meerdere codes worden toegekend, in welke gevallen ook een indicatie van hun onderlinge verband wordt gegeven. Op basis van al deze gegevens, wordt aan elk vlak op de kaart een biologische waardering toegekend ('minder waardevol', 'waardevol' of 'zeer waardevol').

Mede dankzij de complete gebiedsdekking en het hoge detailniveau wordt de Biologische Waarderingskaart in tal van wettelijke kaders gebruikt (bv. milieueffectrapportage, ruimtelijke uitvoeringsplannen...). Hiertoe behoren ook de implementatie van de Europese habitatrichtlijn en vogelrichtlijn (EC 1992, EC 2009, RefDecreet): tot op zekere hoogte kunnen de BWK-eenheden immers worden vertaald naar de daarin vermelde habitat(type)s. Bovendien kunnen de gegevens worden opgeschaald en vertaald naar kaarten met specifieke gebruiksdoeleinden zoals kwetsbaarheidskaarten, potentiekaarten en andere (Vriens et al. 2011).

De Biologische Waarderingskaart heeft de laagwaterlijn als westgrens en overlapt dus deels met wat in de voorliggende studie verstaan wordt onder marien habitat (strand en slikken en schorren).

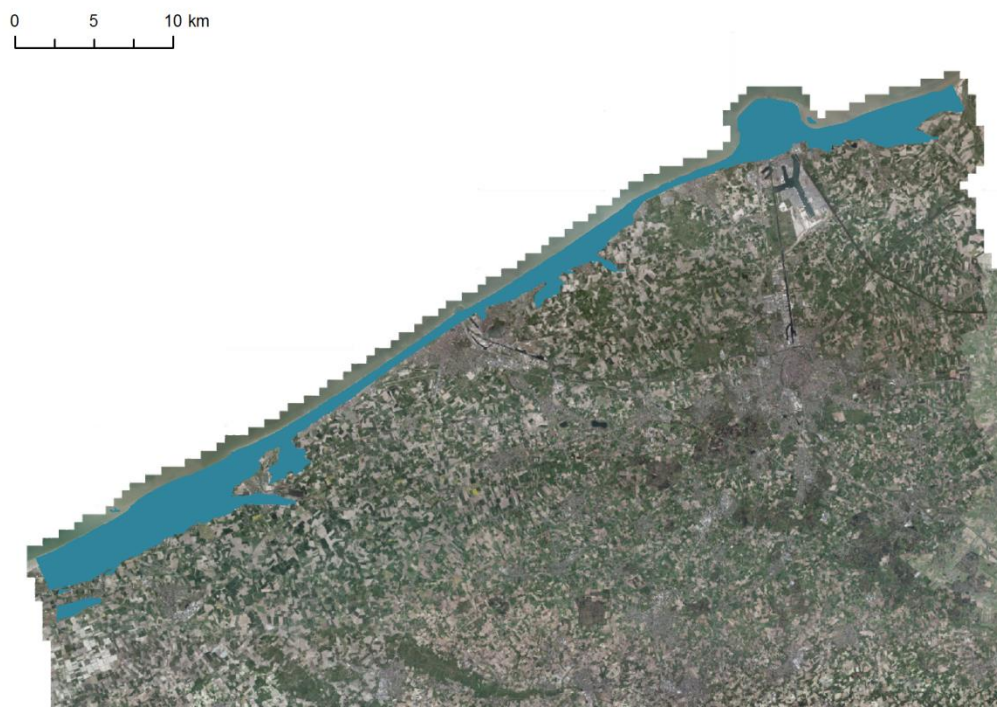


Figuur 4 - de Doornpanne (Koksijde) volgens de Biologische Waarderingskaart

Hieronder presenteren we een analyse van de Biologische Waarderingskaart versie 2.2, volgens de standaardmethode voor oppervlakteberekeningen (De Saeger et al. 2010 ^{1,2}). Het betreft het kustduinendistrict, uitgebreid met alle zeewaartst gelegen vlakken die in de BWK zijn opgenomen (Figuur 5). Aangezien meerdere codes aan eenzelfde perceel kunnen zijn toegekend, laat de Biologische Waarderingskaart niet toe om een exacte berekening van de karteringseenheidoppervlaktes te maken. Op basis van een verdeelsleutel kunnen echter wel minimum- en maximumoppervlaktes worden becijferd. Het overzicht voor alle karteringseenheden is opgenomen in Appendix 1. De verschillende karteringseenheden zijn samengebracht in de door Vriens et al. (2011) gesuggereerde biotoopgroepen. Een overzicht voor deze groepen is weergegeven in Tabel 1.

¹ Zoals aangegeven door Vriens et al. (2011) worden karteringseenheden die onder 'kleine landschapselementen' klasseren, niet in de oppervlakteberekeningen meegenomen. Analooeg worden de lettercodes voor specifieke boomsoorten (doorgaans opgenomen ter verduidelijking) genegeerd.

² Het procentueel aandeel is berekend ten opzichte van het totaaloppervlak van de beschouwde polygoon, die in dit geval bestaat uit het kustduinendistrict, uitgebreid met de zeewaarts gelegen karteergebieden van de BWK.



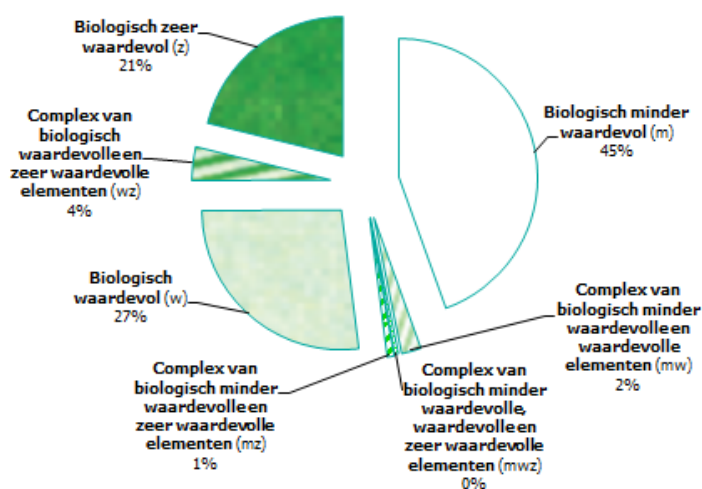
Figuur 5 – Het kustduinendistrict zeewaarts uitgebreid met de door de BWK bestreken gebieden

Tabel 1 : zekere (minimale) en maximaal mogelijke oppervlaktes van de verschillende BWK-biotoopgroepen in het kustduinendistrict

Biotoopgroep	Zeker (ha)	%	Mogelijk (ha)	%
Strand en duinen Zandbank, -plaat, strand, stuifduinen, duingrasland, duinpannes, duinstruweel (zie onder)	3901.6	34.7	5270.1	46.9
Bebouwing en industrie Bebouwing, recreatiegebied, industrie, stort, fort, opgehoogd terrein	3216.3	28.6	3830.9	34.1
Overige karteringseenheden Spoorweg, weg, waterloop, niet gekarteerd, zee	1047.3	9.3	1195.6	10.6
Overige bossen, aanplanten en parken Populierenbestanden, naaldhoutbestanden, loofhoutaanplanten, (kasteel)parken	493.0	4.4	628.2	5.6
Graslanden met beperkte biologische waarden Soortenarm permanent cultuurgrasland; zeer soortenarm, vaak tijdelijk grasland	341.0	3.0	419.0	3.7
Akkers en tuinbouw Akker, laagstamboomgaard, kwekerij of serre	217.9	1.9	317.3	2.8
Vallei- en moerasbossen Ruderaal olmenbos, nitrofiel alluviaal elzenbos	182.2	1.6	258.3	2.3
Slikken en schorren Slikken, schorren (zie onder)	114.4	1.0	187.2	1.7
Ruigten en pioniersvegetaties Moerasspirearuijgte, verruigd grasland, ruderaal ruigte of pioniersvegetatie	82.8	0.7	144.6	1.3
Soortenrijke permanente graslanden	82.5	0.7	136.7	1.2

Vochtig grasland gedomineerd door russen, soortenrijk permanent cultuurgrasland (ev. met zilte elementen)				
Graslanden met verspreide biologische waarden	78.8	0.7	102.6	0.9
Weilandcomplex met veel sloten en/of microreliëf, hoogstamboomgaard				
Stilstaande waters	38.2	0.3	48.7	0.4
Eutroof water, brak of zilt water, diep of zeer diep water, bezinkingsbekken				
Halfnatuurlijke graslanden	33.6	0.3	52.5	0.5
Struisgrasvegetatie, dotterbloemgrasland, mesofiel hooiland				
Struwelen	23.6	0.2	53.9	0.5
Doornstruweel, brem- en gspeldoornstruweel, opslag van allerlei aard, vochtig wilgenstruweel op voedselrijke bodem, kapvlakte				
Moerassen	4.6	0.0	8.6	0.1
Rietland en andere <i>Phragmites</i> -vegetaties, brak tot zilt moeras met heen, grote zeggenvegetaties				
Heiden en hoogveen	0.2	0.0	0.8	0.0
Gedegradeerde heide met dominantie van adelaarsvaren				
Eiken-beukenbossen	<0.1	0.0	<0.1	0.0
Eiken-berkenbos				

Uit Tabel 1 blijkt duidelijk dat natuurlijke kustduinmilieu's en (residentiële, recreatieve of industriële) bebouwing een gelijkwaardige oppervlakte innemen en samen meer dan de helft van de totale ruimte in beslag nemen. Dit weerspiegelt zich enigszins ook in de biologische waarderingscategorieën, waarbij de helft van het oppervlak klasseert als 'minder waardevol', en het overige als '(zeer) waardevol' (Fig. 16 Tabel 1). Het waardevol oppervlak ligt hiermee hoger dan in vergelijking met gans Vlaanderen (en het Brussels Gewest; 31%). Bovendien zijn deze minder in complexen georganiseerd (Vriens et al. 2011).



Figuur 6 - Overzicht van het procentueel aandeel oppervlakte van elke waarderingscategorie binnen het (uitgebreide) kustduinendistrict

Tabel 2 toont de biotoopgroepen 'slikken en schorren' en 'strand en duinen' uitgesplitst volgens de betreffende karteringseenheden (vgl. Appendix 1).

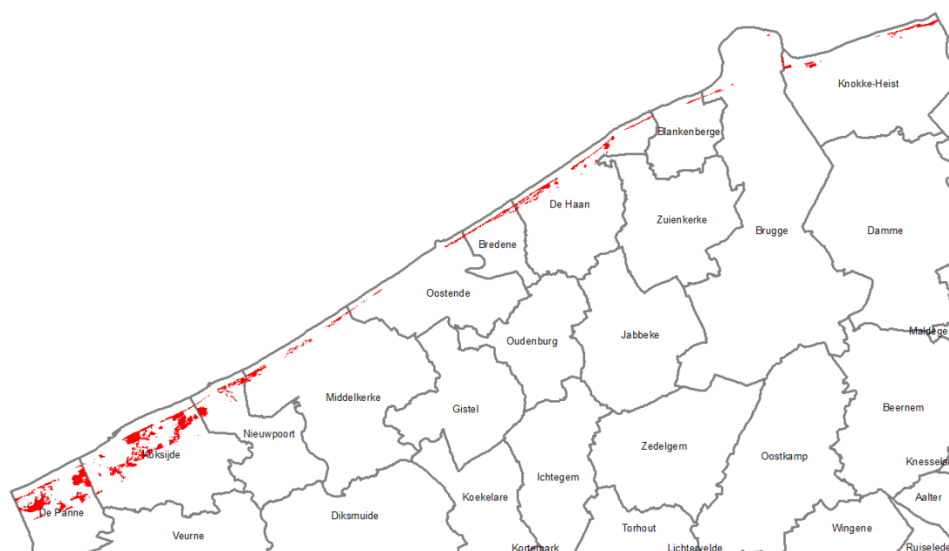
Tabel 2 - oppervlaktes van de verschillende BWK-karteringseenheden in het (uitgebreide) kustduinendistrict

Biotoopgroep	Zeker (ha)	Mogelijk (ha)
<i>Slikken en schorren</i>		
da schorren (of zilte vegetatie)	64.7	117.7
ds slik of spuikom	49.7	69.5
<i>Strand en duinen</i>		
dla strand met kunstwerken (golfbrekers, pier)	1480.3	1527.7
dls strand zonder kunstwerken	1034.7	1143.1
sd duindoornstruweel	469.5	839.4
dd zeereepduin	393.6	643.4
hd kalkrijk duingrasland	360.1	821.6
had droog, zuur duingrasland	77.9	100.2
sdb duindoornstruweel met verspreide boomopslag	32.3	121.9
dz zandbank of zandplaat	27.1	28.5
mp alkalisch laagveen in duinpannen	22.9	40.6
hdb kalkrijk duingrasland met boomopslag	3.3	3.6

Slikken en schorren (**da**, **ds**) zijn in het kustduinendistrict beperkt tot de IJzermonding, de Baai van Heist en het Zwin. Bij droogtij laagvallende zandbanken (**dz**) worden ter hoogte van de twee laatstgenoemde gebieden aangetroffen; elders zijn het hoogstens sporadische verschijningen die sterk worden beïnvloed door wind, getijden en suppleties.

Het strand (**dla**, **dls**) maakt het grootste deel van deze biotoopgroepen uit, al is diens oppervlakte uiteraard sterk afhankelijk van de gehanteerde definitie (hier: de zone tussen de gemiddelde laagwaterlijn en de duinvoet of dijk). Belangrijk, echter, is dat stranden waar embryonale duinvorming is vastgesteld een heel pak zeldzamer blijken (**dla+** en **dls+** in Appendix 1). Uiteraard is de kartering van deze uiterst dynamische milieu's steeds een momentopname, terwijl zij kunnen wijzigen door winderosie, getijden, betreding of suppleties.

Vegetatielose stuif- en helmduinen (**dd**) vinden we voornamelijk als lijnvormige elementen in de zeereep terug; alles samen goed voor bijna 40 km Vlaamse kust. Belangrijke clusters van meer landinwaarts gelegen stuifduinen -tot bijna 2 km van het hoogstrand- zijn nagenoeg beperkt tot de westkust (Figuur 7).

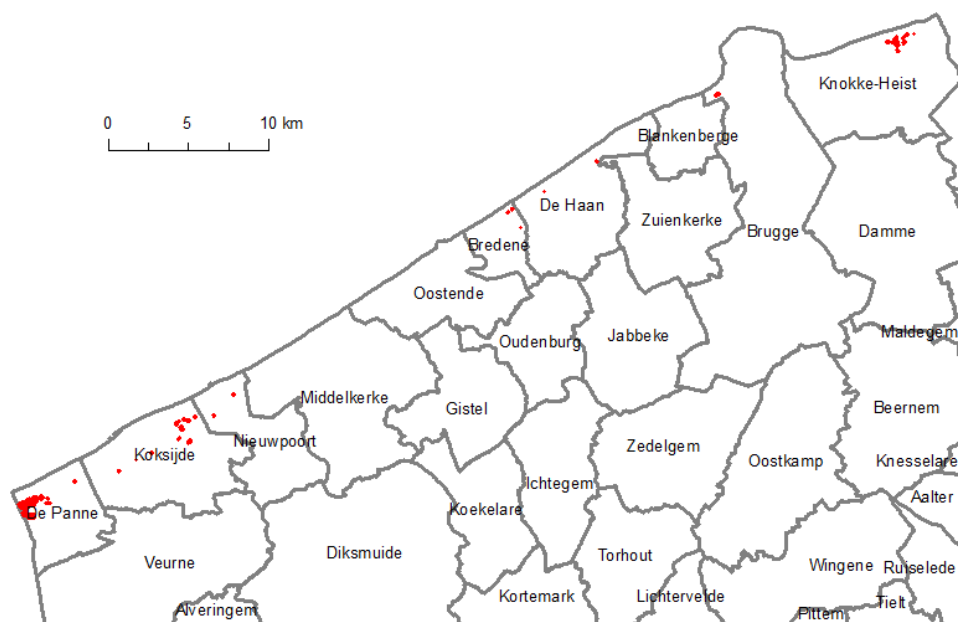


Figuur 7 – Verspreiding van vegetatieloze stuif- en helmduinen (karteringseenheid dd) binnen het kustduinendistrict volgens de Biologische Waarderingskaart (BWK-versie 2).

De zekere en mogelijke oppervlaktes voor kalkrijk duingrasland en mosduin (**hd**, **hdb**) liggen relatief ver uiteen. Dit komt mede omdat de karteringseenheden in een groot aantal, soms relatief kleine polygonen werden opgetekend. De habitattypes kunnen immers heel lokaal voorkomen in complex met andere types, zo ook in het urbaan milieu (bv. schrale wegbermen). Duingraslanden van kalkarme milieus (**had**) zijn uitsluitend lokaal bewaard gebleven, in de duingebieden van Cabour (De Panne), Schuddebeurze (Middelkerke), D’Heye (Bredene-De Haan) en de Zwinduinen (incl. golfterrein, Knokke-Heist).

Duinstruweel (**sd**, **sdb**) is in oppervlakte de voornaamste van de louter terrestrische karteringseenheden. De zekere en mogelijke waarden liggen ver uiteen, voor grotendeels dezelfde redenen als het duingrasland. Het grote oppervlakte duinstruweel is niettemin markant, daar deze het gevolg is van een relatief recente verstruweling, die over heel noordwest-Europa wordt vastgesteld. Hiervoor zijn verschillende, interagerende factoren sturend, waaronder een gewijzigd landgebruik, begrazing door konijnen, en eutrofiëring (Provoost et al. 2011b).

Duinpanvegetaties van kalkrijke, vochtige milieus (**mp**) zijn actueel een uiterst zeldzaam milieu. Het gaat om een verzameling van kleine habitatvlekken die sterk geïsoleerd en verspreid langs de kust zijn gelegen (Figuur 8). De voornaamste clusters worden gevonden ter hoogte van de duingebieden van de Wethoek (De Panne), Ter Yde (Koksijde) en de Zwinduinen (Knokke-Heist).



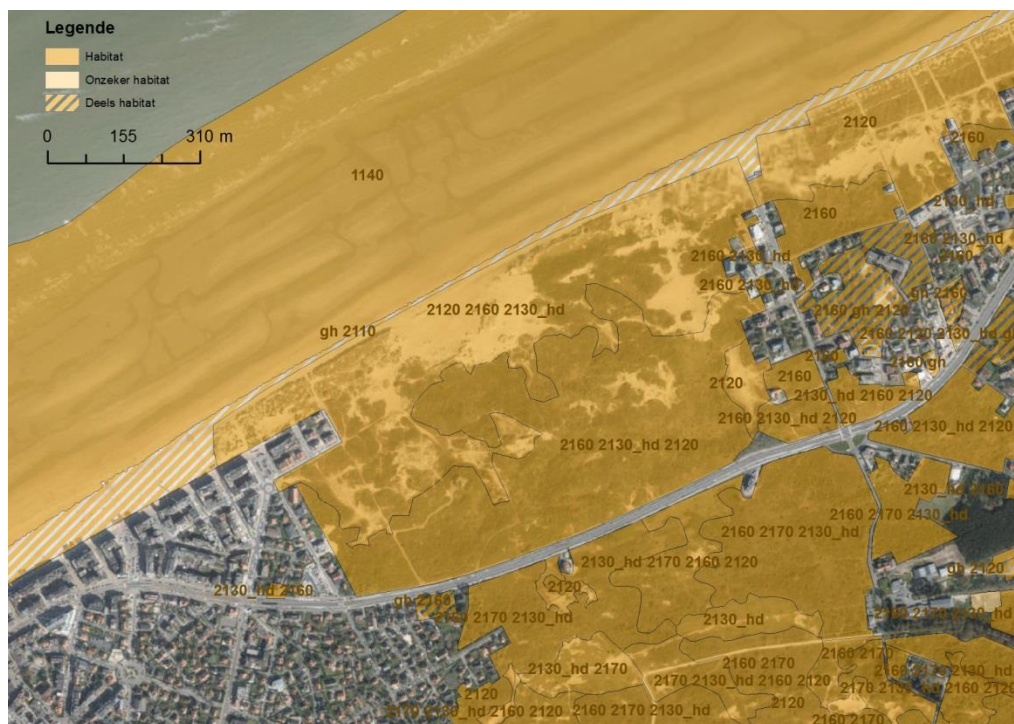
Figuur 8 – Verspreiding van duinpanvegetaties (karteringseenheid mp) binnen het kustduinendistrict volgens de Biologische Waarderingskaart (BWK-versie 2). De polygonen zijn ter verduidelijking groter voorgesteld dan zij in werkelijkheid zijn.

Een belangrijke groep van de kustgebonden biodiversiteit is afhankelijk van open water en moerassen. We denken hierbij aan kranswieren, libellen, en amfibieën zoals Kamsalamander en Boomkikker (Denys & Packet 2004, De Knijf 2004, Bauwens 2004, Provoost et al. 2015). We vinden open wateren in het huidige kustlandschap verspreid terug, voornamelijk onder de vorm van poelen en plassen in natuur-, landbouw of recreatief gebied, al dan niet vergezeld van moerassige delen (bv. rietzomen). Zo worden op de BWK binnen het kustduinendistrict 83 eenheden als veedrinkpoel bestempeld (cfr. Tabel 1, Appendix 1; biotoopgroepen 'Stilstaande waters', 'Moerassen' en 'kleine landschapselementen'). Ook de Doolaege te Oostduinkerke kan in dit opzicht niet onvermeld blijven: deze moerassige kom en de daar doorheen aangelegde waterloop kent een wat afwijkende ontwikkelingsgeschiedenis, maar neemt daardoor wel een uniek en (zeer) divers soortenspectrum voor haar rekening (Leten et al. 2010, 2011).

Natura 2000

De Natura-2000-Habitatkaart die wordt opgesteld in functie van de EU-richtlijn inzake de instandhouding van de natuurlijke habitats (EC 1992, Decler 2007), is in grote mate op de Biologische Waarderingskaart gestoeld. Daarbij kunnen sommige karteringseenheden één-op-één van de BWK naar de Habitatkaart worden vertaald. Zo staat de BWK-karteringseenheid dd gelijk aan het Natura-2000-habitattypen 2120. Voor andere biotopen, echter, moet extra informatie worden ingewonnen of kan de vertaling geheel niet worden gemaakt (bv. waterlopen). Sinds 2003 wordt het Natura-2000-type daarom rechtstreeks op het terrein bepaald middels habitatsleutels. Details over de vertaling tussen de BWK- en Natura-2000-typologie worden gegeven door Decler (2007), Paelinckx et al. (2009) en Vriens et al. (2011).

De versiedatum van de meest recente Natura-2000-Habitatkaart is 2014-05-08 (Figuur 9). Deze is op de BWK-versie 2 gebaseerd. De BWK-kartering is echter niet de enige bron voor de Natura-2000-Habitatkaart. Andere natuurtypologieën of vormen van gedetailleerde gebiedskennis sturen de kaart lokaal bij (bv. PINK, zie verder).



Figuur 9 - De Doornpanne (Koksijde) volgens de Natura-2000-Habitatkaart.

Voor de Natura-2000-Habitatkaart is een aan de BWK analoge manier uitgewerkt om oppervlakteberekeningen uit te voeren (Paelinckx et al. 2009). Het eindresultaat heet iets nauwkeuriger te zijn, daar voor een subset van polygonen de bedekking rechtstreeks op het terrein is ingeschat.

Tabel 3 toont de resultaten van deze oppervlakteberekeningen voor het uitgebreide kustduinendistrict (zoals weergegeven in Figuur 5). Deze oppervlaktes zijn consistent met deze uit de BWK (Tabel 2 en Appendix 1), en worden hier dan ook niet verder besproken.

Tabel 3 - oppervlaktes van de verschillende Natura-2000-eenheden in het (uitgebreide) kustduinendistrict

	Zeker (ha)	Mogelijk (ha)
(Geen habitat)	6342.1	6417.9
KUSTHABITATS EN HALOFYTENVEGETATIES		
Mariene wateren en getijdengebieden		
1130 Estuaria	44.3	44.3

1140	Bij eb droogvallende slikwadden en zandplaten	2351.5	2352.0
Atlantische en continentale kwelders en schorren			
1310	Eenjarige pioniersvegetaties van slik- en zandgebieden met <i>Salicornia</i> spp. en andere zoutminnende soorten	48.7	49.5
1320	Schorren met slijkgrasvegetatie (<i>Spartinion maritimae</i>)	1.3	1.3
1330	Atlantische schorren (<i>Glauco-Puccinellietalia maritimae</i>)	73.7	74.2
ZEEKUST- EN LANDDUINEN			
Kustduinen van de Atlantische Oceaan, de Noordzee en de Oostzee			
2110	Embryonale wandelende duinen	28.8	28.8
2120	Wandelende duinen op de strandwal met <i>Ammophila arenaria</i> („witte duinen”)	529.6	553.4
2130	Vastgelegde kustduinen met kruidvegetatie („grijze duinen”)	702.6	779.4
2150	Atlantische vastgelegde ontcalcite duinen (<i>Calluno-Ulicetea</i>)	0.0	0.0
2160	Duinen met <i>Hippophaë rhamnoides</i>	642.3	664.9
2170	Duinen met <i>Salix repens</i> ssp. <i>argentea</i> (<i>Salicion arenariae</i>)	71.6	72.0
2180	Beboste duinen van het Atlantische, continentale en boreale gebied	224.0	239.3
2190	Vochtige duinvalleien	52.6	57.4
ZOETWATERHABITATS			
Stilstaande wateren			
3150	Van nature eutrofe meren met vegetatie van het type <i>Magnopotamion</i> of <i>Hydrocharition</i>	1.0	1.0
NATUURLIJKE EN HALFNATUURLIJKE GRASLANDEN			
Mesofiele graslanden			
6510	Laaggelegen schraal hooiland (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	27.5	32.7
REGIONAAL BELANGRIJKE BIOTOPEN			
rbbah	zilte plassen	12.5	12.8
rbbkam	soortenrijk kamgrasgrasland	0.0	0.0
rbbmr	rietland en andere <i>Phragmition</i> -vegetaties, niet vervat onder habitatype 6430	1.0	1.8
rbbsp	doornstruwelen van leemhoudende gronden	0.4	1.0
rbbzil	zilverschoongrasland zonder zilte elementen (zilte zilverschoongraslanden behoren tot habitatype 1330)	0.3	0.3

Gedetailleerde ecotopenkartering (PINK)

De inhoudelijk meest gedetailleerde inventarisatie van landschapseenheden langs de Vlaamse Kust wordt geleverd door de ecotopenkartering zoals uitgewerkt in de PINK-projecten (Permanente Inventarisatie van de Natuurreservaten aan de Kust; Provoost et al. 2010, 2015).

Voor deze kartering worden ruimtelijk homogene eenheden middels terreinbezoeken van een relatief eenvoudige code voorzien. De codering is specifiek opgesteld voor kustduinen, slikken en schorren, en omvat 24 letters die, alleen of in combinatie (met ca. 300 vastgelegde combinatiemogelijkheden), de dominante componenten en hun onderlinge bedekking beschrijven. Zo duidt 'o' op open zand, en 'pig' op een open struweel met duinroos (*Rosa pimpinellifolia* L.) en duingraslandelementen. Daarnaast worden in de kartering de meest abundante soorten genoteerd (tot drie). De minimumoppervlakte van een ruimtelijke eenheid bedraagt ca. 10 m² (Figuur 10).

De kartering gebeurt per gebied. Tussen 2009 en 2015 werden in diverse studies zo'n 12 gebieden gekarteerd volgens de PINK-methode; samen goed voor zo'n 1040 ha, of ongeveer één derde van de actuele groengebieden aan de kust (Provoost et al. 2015:20). Huidig lopende en geplande projecten in acht genomen, zou het karteertempo moeten toelaten om in een decennium tijd het ganse kustgebied éénmalig te hebben gekarteerd.



Figuur 10 - De Doornpanne (Koksijde) volgens de PINK-vegetatiekaart

Het hoge inhoudelijk detail van deze kartering laat toe de gegevens gemakkelijk op te schalen naar andere typeringen. Zo worden een aantal (ruwere) vegetatieklassen onderscheiden, en laten vertaalsleutels tevens een omzetting naar de habitattypes van de Habitatrichtlijn toe, inclusief een inschatting van hun kwalitatieve toestand. In Tabel 4 worden de oppervlaktes van de onderscheiden vegetatieklassen weergegeven voor een selectie van gebieden.

Tabel 4 - Overzicht van de onderscheiden vegetatieklassen in de PINK-projecten, met hun oppervlaktes per studiegebied (in hectare). Naar: Provoost et al. (2010, 2015)

	Baai van Heist	Westhoek	D'Heye	Doorn- panne	Houtsaeger- duinen	Plaats- duinen	Simli- duinen	Ter Yde	Zwin- duinen	
Akker			0.44							0.44
Antropogeen	0.35	3.18	0.08	0.36	0.01	0.29	0.01	2.70	0.00	6.98
Begroeid slik	2.71									2.71
Bloemenrijk grasland									4.54	4.54
Cultuurgrasland		12.34	12.68	0.09		0.14		1.23	43.11	69.58
Dauwbraam		2.06		0.14	0.18	0.72	1.01	3.53	4.21	11.85
Droge ruigte		6.74		0.02		0.01	0.03	1.24	0.38	8.41
Duindoornstruweel	0.17	167.59	0.52	22.30	37.01	6.31	16.59	10.78	17.23	278.50
Duingrasland	0.01	7.73	3.26	0.06	0.72	1.24	0.10	7.75	9.86	30.74
Duingrasland/Duinroos		5.81			2.93			1.06		9.80
Duinvallei		2.63	0.82					5.31	4.81	13.58
Duinvallei/Kruipwilg		13.60			0.35		0.07	0.10		14.12
Embryonaal duin	4.82									4.82
Exotenstruweel		1.12	0.03	0.14	0.63	0.20	0.10	0.49		2.71
Gefixeerd helmduin	0.72	29.92		3.84		0.06	0.17	0.16		34.87
Grasruigte	3.42	16.82	12.70	2.47	2.14	0.72	0.34	8.24	22.43	69.27
Grasruigte/Duinroos		13.31		0.00	4.91	0.32		11.27		29.81
Kruipwilg		21.09		0.29	0.59	2.48	0.69	4.48		29.61
Ligusterstruweel		23.78		2.96	4.11	0.04	0.05	0.77	0.10	31.81
Loofbos		133.05	2.52	3.82	14.88	7.27	4.47	55.19	12.19	233.39
Mosduin	2.39	27.19		3.72	0.84	6.07	1.05	11.87	2.16	55.29
Mosduin/Duinroos		0.68			0.09	0.04		0.06		0.87
Naaldbos		1.59	0.41	0.10	0.02			0.36	0.65	3.13
Naalddhout						0.07				0.07
Natte ruigte		3.87	1.18				0.08			5.13
Oevervegetatie								0.52	1.21	1.74
Onbegroeid		18.78	0.15	8.33	0.16	3.20	0.56	4.77	0.70	36.65
Ontkalkt duingrasland			7.11							7.11
Open helmduin	0.44	16.05		11.93		1.79	1.47	5.53		37.20
Overig struweel		34.49	4.70	10.75	8.11	1.92	4.19	11.48	1.72	77.34
Pad	0.15	5.85	0.08	0.40	0.77	0.02		0.59		7.88
Ruigte			0.28		1.94					2.22
Schaarsbegroeid	0.31	34.02	1.01	1.46	4.31	3.66	0.16	1.88	5.35	52.16
Schorren	1.45									1.45
Soortenarm grasland								8.30		8.30

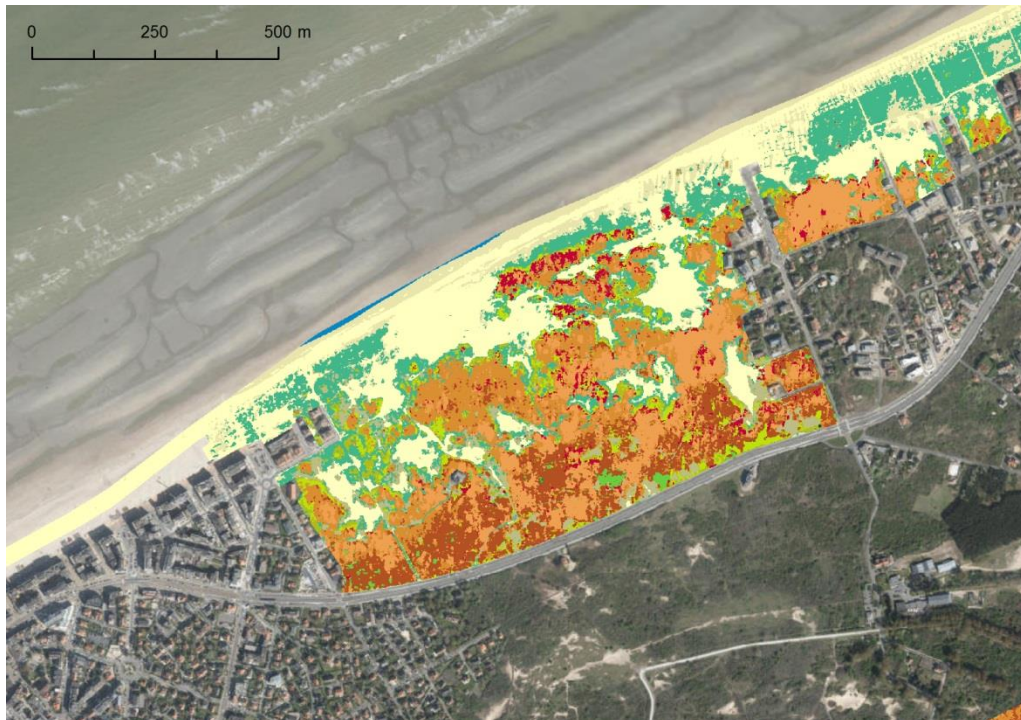
Storingsvegetatie	9.19								9.19
Strand	40.64								40.64
Struweel/Bos	0.11	8.76	0.30	0.43	0.23	0.03	1.02		10.89
Water		1.91	0.17	0.08			1.28	4.51	7.96
Zilver schoongrasland	1.93 3.96								5.89
	57.70	613.98	48.15	73.45	85.23	36.78	31.14	163.91 148.32	1258.67

In het tweede PINK-project (Provoost et al. 2015) werden ook systematisch de vondsten genoteerd voor bijna dertig, voornamelijk houtige “exoten”. Vier taxa waren samen goed voor 85% van de waarnemingen: mahonia, Amerikaanse vogelkers, rimpelroos en dwergmispel.

Teledetectie

Geavanceerde teledetectie-, of *remote sensing*-technieken beroepen zich op de geautomatiseerde beeldverwerking van digitale luchtopnamen gemaakt vanuit een satelliet, vliegtuig of drone (Deronde et al. 2008). Hiervoor zijn multispectrale beelden vereist, met (ten minste) banden in het zichtbaar licht- en het nabij-infraroodbereik. Voor de verwerving van dergelijke kaarten moeten talrijke afwegingen worden gemaakt, met betrekking tot het spectraal bereik, de ruimtelijke resolutie (typisch in de orde van 10-50 cm) en de kostprijs van aanschaf en verwerking.

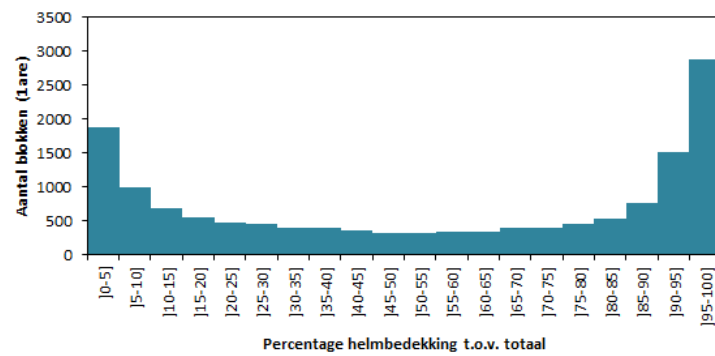
Dergelijke vegetatiekarteringen van het Vlaamse kustduinlandschap werden uitvoerig uitgewerkt in de studies van Kissiyar et al. (2005; HYPERKART-project) en Provoost et al. (2008; DIGIKART-project). Hieruit blijkt alvast dat vegetatietypen van de dynamische duinen (helmdünen, mosduin, droog grasland, pioniervegetatie en struweel) op geautomatiseerde wijze met vrij hoge betrouwbaarheid in kaart kunnen worden gebracht. Indien deze data wordt aangevuld met lidar-data -dat de vegetatiehoogte meet via lichtgolfpulsen (in plaats van radiogolfpulsen, zoals bij radar)- kan deze betrouwbaarheid worden verhoogd, niet in het minst voor de hoger opgaande vegetaties (struweel en bos; Kempeneers et al. 2009).



Figuur 11 - de Doornpanne (Koksijde) volgens DIGIKART (naar: Provoost et al. 2008)

De rasterkaarten uit het DIGIKART-project zijn de meest actuele (Provoost et al. 2008, Figuur 11). Hier werden vegetatietypes uit de duinen, slikken en schorren onderscheiden over 17 gebieden langsheen de Vlaamse kust. Eén pixel komt overeen met 1 meter op het terrein. In de gebieden zonder, en met, zilte vegetaties werden respectievelijk 16 en 11 vegetatietypes geklasseerd (Tabel 5). De nauwkeurigheid inzake correcte classificaties bedraagt 55 en 78% (door middel van toetsing op het terrein).

De bekomen vegetatiepatronen zijn niet verder verwerkt, niettegenstaande het hoge ruimtelijk detail en de classificatiebetrouwbaarheid van sommige 'vegetatie'-types (zand in het bijzonder) ons een goede inkijk zouden kunnen bieden in de natuurlijke dynamiek van het chaotisch duinlandschap. Een verkennende analyse van deze data leert ons bijvoorbeeld dat helm en open zand op lokaal vlak (1 are) in alle mogelijke verhoudingen voorkomen, doch dat het systeem op deze schaal neigt naar ofwel een complete bedekking met helm, óf naar een compleet vegetatieloze toestand (Figuur 12). Dewelke een duurzame balans zou zijn (en op welke schaal deze optimaal moet worden beschouwd), is evenwel niet gekend. Een doorgedreven ruimtelijk-ecologische analyse van dit type data, zou het functioneel begrip van de Vlaamse kust sterk kunnen helpen.



Figuur 12 - de onderlinge verhouding tussen helm en open zand op het niveau van een are, zoals afgeleid uit telemetrische data van 17 studiegebieden langsheen de Vlaamse kust (Provoost et al. 2008). (Enkel blokken waarvan het gezamenlijk oppervlak zand en helm meer dan 90% bedraagt, zijn in aanmerking genomen. Louter vegetatieloze blokken zijn evenwel uit de figuur weerhouden, wegens potentiële verwarring met het strand.)

Tabel 5 – Overzicht van de onderscheiden vegetatietypes in het DIGIKART-project, met hun oppervlakttes per studiegebied (in hectare). Naar: Provoost et al. (2008)

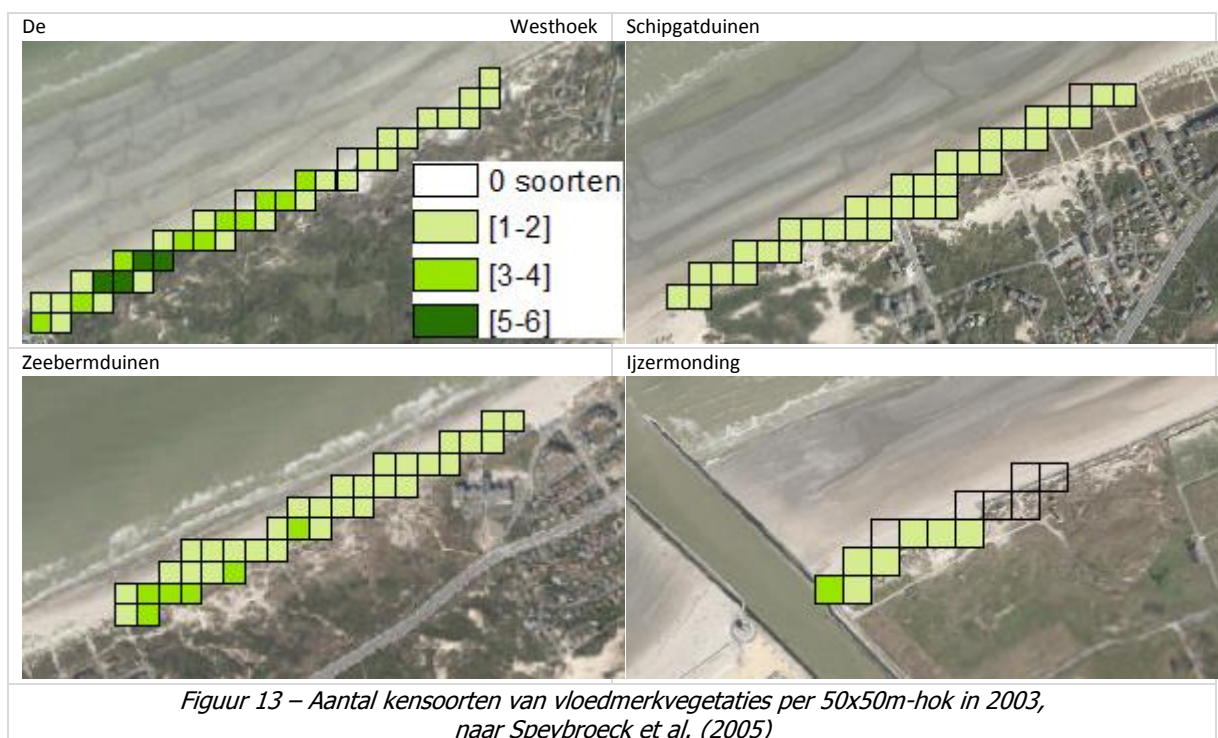
Gebied (zie onder) =	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	
Onbegroeid (zand)	32.79	2.48	0.49	56.99	3.35	4.35	11.59	1.17	0.73	0.35	0.01	28.38	11.31	2.09	4.42	10.34	13.55	184.38
Onbegroeid (slib/vochtig zand)	7.17	0.10	0.17	19.11	0.02	0.02	18.63	4.51	0.49	0.31	0.07	1.49	2.22	2.18	5.75	0.21	19.93	82.38
Helmduin	35.18	0.91	0.85	29.18	0.29	0.20	23.53	7.52	1.53	5.60	1.85	38.22	7.04	6.61	8.74	10.23	16.91	194.39
Mosduin	48.86	1.59	0.36	23.81	9.71	11.13	2.81	0.81	0.12	3.08	0.39	16.19	3.44	1.93	0.51	1.44	8.24	134.42
Duingrasland	19.51	0.23	0.04	12.29	0.20	1.05	4.81	10.37	0.17	3.00	0.65	20.67	0.44	0.06	0.04	0.00	3.13	76.68
Duinriet	26.37	0.25	0.06	16.34	0.94	2.56	10.87	0.00	0.75	9.04	1.14	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.11	68.44
Ruigte	1.31	0.21	0.00	3.08	0.03	0.05	5.31	0.00	0.24	0.83	0.09	19.54	0.12	0.01	0.23	0.00	3.46	34.51
Struweel	3.17	0.23	0.12	10.58	0.67	0.80	0.62	0.00	0.04	0.85	0.06	0.01	0.01	0.00	0.01	0.00	0.01	17.17
Jong struweel	50.67	0.26	0.72	16.89	4.19	3.79	2.86	0.00	0.20	5.91	1.15	35.61	4.77	1.92	5.83	0.00	20.06	154.81
Rijp struweel	97.13	0.00	0.17	20.98	5.85	6.06	3.50	0.00	0.08	7.09	0.56	0.02	0.14	0.05	1.05	0.00	0.84	143.51
Loofbos/struweel	2.28	0.00	0.06	1.41	0.51	1.21	0.34	0.00	0.01	0.93	0.12	2.53	3.29	1.63	4.86	7.79	10.94	37.92
Loofbos (vnl. zwarte els)	0.01	0.07	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18
Loofbos (vnl. berk, eik)	20.95	0.01	0.06	3.30	1.60	3.22	0.26	0.00	0.00	0.65	0.06	1.88	0.44	0.11	0.19	0.00	0.37	33.10
Naaldbos	0.81	0.00	0.00	0.17	0.28	0.61	0.06	0.00	0.00	0.02	0.00	0.12	3.53	3.07	7.37	0.00	22.59	38.63
Klein schorrenkruid	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.78	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.18	36.92	42.88
Engels slijkgras	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	16.98	16.99
Schor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	7.40	9.59
Strandkweek/gewone zoutmelde	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.94	82.67	87.60
Schaduw	11.92	16.47	0.53	56.39	7.19	4.72	7.07	9.70	2.06	9.45	0.83	22.29	33.69	7.40	15.90	0.91	28.30	234.82
Water	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	22.54	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	4.70	27.35
	358.14	22.82	3.63	270.54	34.84	39.76	92.26	60.60	6.41	47.11	6.99	187.00	70.45	27.07	54.89	40.14	297.08	1619.74
1 = Westhoek; 2 = Camping Zeepark; 3 = Koksijde Ster der Zee; 4 = Schipgatduinen - Zeebermduinen - Ter Yde; 5 = Doornpanne Witteburg; 6 = Plaatsduinen; 7 = Lombardsijde; 8 = IJzermending; 9 = Warandeduinen; 10 = Domein Prins Karel; 11 = Mariakerke; 12 = Bredene - De Haan; 13 = De Haan - Wenduine; 14 = Wenduine - Harendijke; 15 = Duinse Polders - Zeebrugge; 16 = Baai van Heist - Willemspark; 17 = Zwinbosjes - Zwin.																		

Vloedmerken / hoogstrand

Een biologische evaluatie van het strandmilieu werd in detail uitgevoerd door Speybroeck et al. (2005) middels een structurele inventarisatie van het (fyto en zöo)benthos, terrestrische arthropoden, vogels en vaatplanten. De studie was beperkt tot elf strandzones, van het Vlaams Natuur Reservaat (VNR) De Westhoek (De Panne) tot het VNR Zwinduinen- en Polders (Knokke).

Enkel de vaatplanten werden ruimtelijk gekarteerd, door gericht te zoeken naar een totaal van 30 typische strandplanten gedurende twee bezoeken in de zomer van 2003. Daartegenover staat een hoog ruimtelijk detail, in een raster met eenheden van 50 op 50 meter.

Het hoogste aantal typische strandplanten dat op deze schaal werd gevonden, bedroeg 17. Zoals weergegeven door Speybroeck et al. (2005) werden voor het merendeel echter geen soorten, of één soort, aangetroffen. In Figuur 13 worden deze verspreidingsgegevens getoond volgens een conservatievere opvatting, waarbij enkel de kensoorten van de vegetatieklasse der vloedmerkgemeenschappen en beide daarin ondergebrachte associaties worden getoond (Horsthuis & Schaminée 1998³). Hieruit valt op te maken dat lokaal goed ontwikkelde vloedmerkgemeenschappen (met vier of meer soorten) uitsluitend werden aangetroffen in de strandzones van de Westhoek, de Paelsteelpanne, de Fonteintjes en de Baai van Heist.



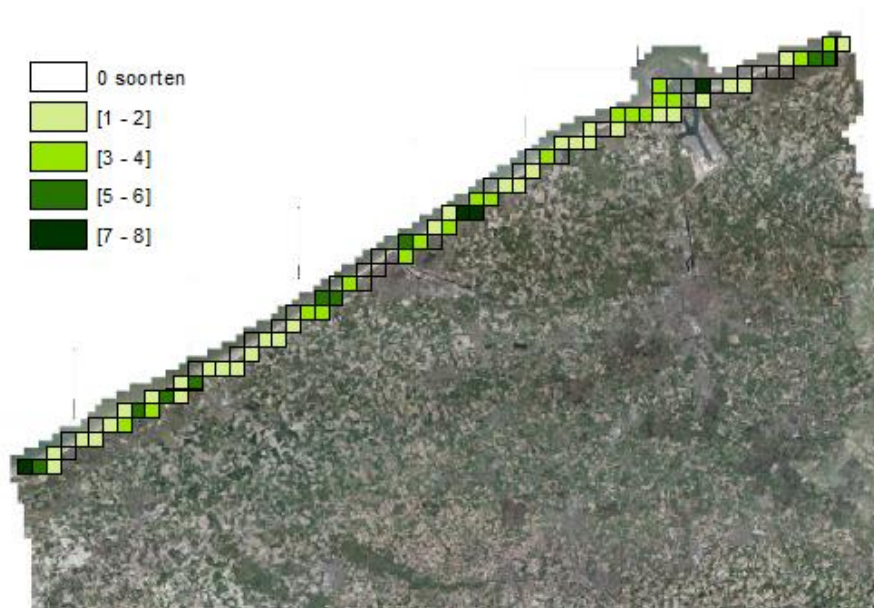
Figuur 13 – Aantal kensoorten van vloedmerkvegetaties per 50x50m-hok in 2003, naar Speybroeck et al. (2005)

³ Volgende soorten komen in aanmerking: Gelobde melde (*Atriplex laciniata*, hier niet aangetroffen), Kustmelde (*A. glabriuscula*), Strandmelde (*A. littoralis*), Strandbiet (*Beta maritima maritima*), Zeeraket (*Cakile maritima*), Zeekool (*Crambe maritima*), Zeepostelein (*Honckenya peploides*) en Stekend loogkruid (*Salsola kali kali*). Reukeloze kamille is evenwel buiten beschouwing gelaten omdat de ecologische en taxonomische complexiteit binnen deze soort tot verwarring zou kunnen leiden.



Figuur 13 (vervolg) – Aantal kensoorten van vloedmerkvegetaties per 50x50m-hok in 2003, naar Speybroeck et al. (2005)

Deze data is enigszins complementair met de floradatabank (INBO 2016b, cfr. Van Landuyt et al. 2006), dat alle historische floristische gegevens verzamelt en gebiedsdekkend is voor de Vlaamse kust, doch een lager ruimtelijk detail hanteert (1 km², Figuur 14).



Figuur 14 - Aantal kensoorten van vloedmerkvegetaties per 1x1km-hok in 1990-2014, naar INBO (2015). De in aanmerking komende soorten zijn zoals in de vorige figuur. Enkel de hokken van het strand zijn weergegeven.

Bij de interpretatie van deze gegevens moet uiteraard in het achterhoofd worden gehouden dat het hier heel dynamische vegetaties betreft, die daardoor op lokale schaal slechts efemeer bestaan. Deze dynamiek weerspiegelt enerzijds natuurlijke processen van kusterosie- en aanwas, getijwerking, stormvloed..., maar ook anthropogene invloeden zoals suppleties, of niet-selectieve (machinale) ruiming in functie van recreatie. Ook recreatiedruk vormt een belangrijke, zo niet de belangrijkste, belemmering voor de vestiging van vloedmerkplanten. In nagenoeg de hele kuststrook is het hoogstrand vrij toegankelijk voor recreanten, wat een permanente druk op dit deel van het ecosysteem teweegbrengt. De weergave uit Figuur 14 geeft dan ook een sterk gecumuleerd beeld van de aanwezige soorten weer.

Daarenboven maken deze floristische gegevens geen onderscheid tussen natuurlijke (primaire) standplaatsen, en het secundair voorkomen ter hoogte van artificiële substraten, zoals tussen rijshoutaanplanten (voor het invangen van zand om de duinvorming te stimuleren). Hier kunnen lokaal stabielere milieu's voorkomen, waar dergelijke pionierssoorten zich kunnen vestigen.

In toekomstige dataverwervingscampagnes is het dan ook gewenst om verder te gaan dan het puur floristische, maar ook oog voor de natuurlijkheid te hebben. Gelet op de noodzaak van een evenwichtige spreiding van vloedmerken en embryonale duinen over de hele kustlijn, dient de ruimtelijke reikwijdte ook voldoende breed te worden gekozen.

2.2.3. Basiskaart voor ecosysteemdiensten

Habitats vormen, naast andere specifieke ecosysteemparameters, een belangrijke indicatie van ecosysteemdiensten. Voor het berekenen en karteren van ecosysteemdiensten (Hoofdstuk 5) is er dan ook nood aan een habitatkaart die het ganse studiegebied bedekt. Op basis van het beschikbare kaartmateriaal (2.2.1, 2.2.2 en landgebruikskaart op niveau Vlaanderen) is in het kader van deze studie een gebiedsdekkende habitatkaart aangemaakt. Deze kaart wordt, net zoals de kaarten van de

ecosysteemdiensten (Hoofdstuk 5), in ArcGIS rasterformaat (resolutie 5x5m) vrij ter beschikking gesteld via een geoviewer gehost door VLIZ⁴.

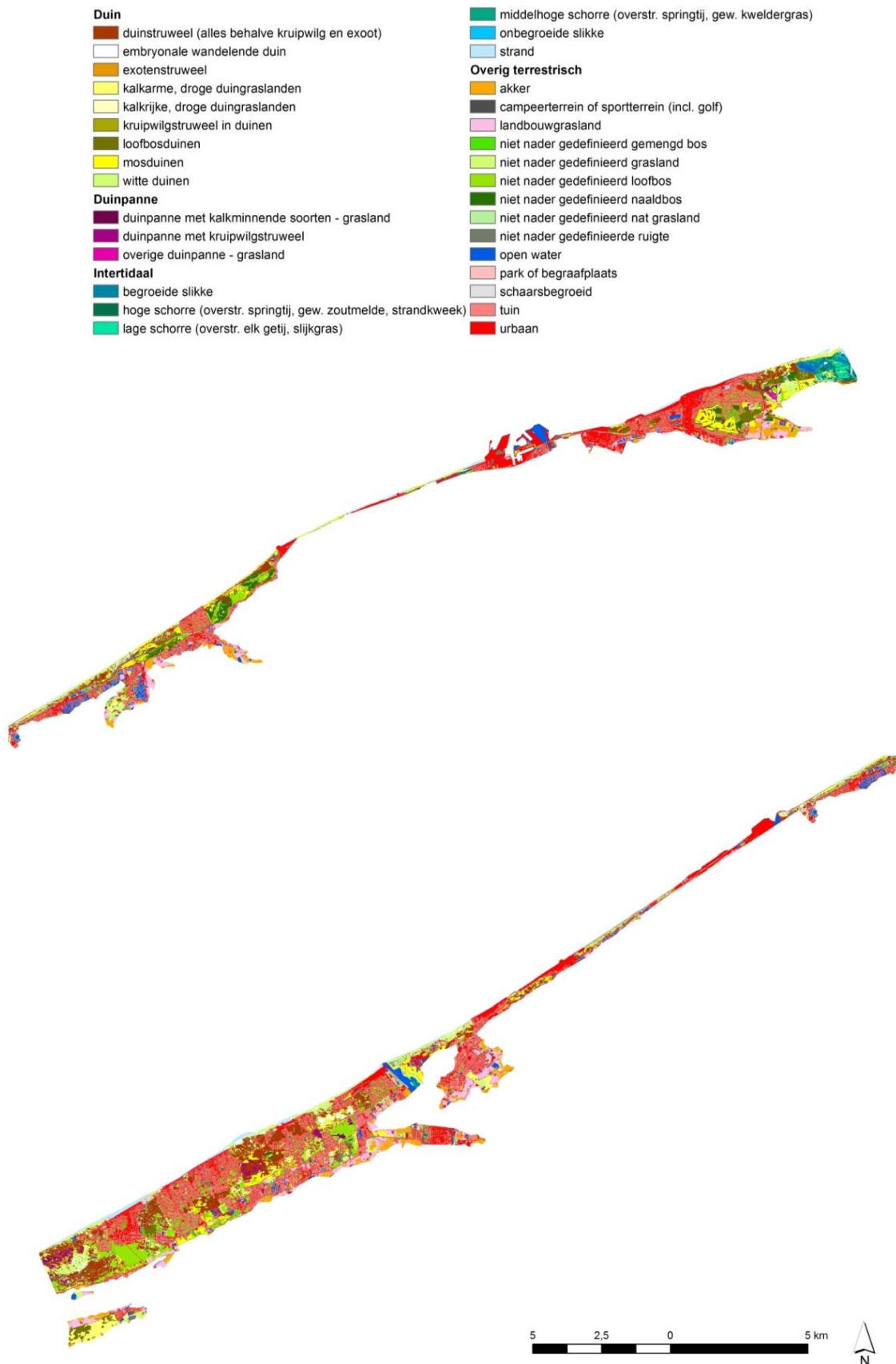
Belangrijk is dat de habitatclassificatie (indeling van de habitaklassen) voldoende gedetailleerd is zodanig dat de gradiënten in abiotische omstandigheden, die een rol spelen bij de levering van ecosysteemdiensten, erin gereflecteerd worden.

De terrestrische habitatkaart (Figuur 15) is gemaakt op basis van volgende kaartlagen:

1. Vegetatiekarteringen uitgevoerd in het kader van PINK ("Permanente Inventarisatie van de Natuurreservaten aan de Kust", Provoost et al. 2014). Gebruikte datasets uit PINK: 'Dheye', 'Zwin_2012', 'BaaivanHeist', 'Zwinduinen', 'Simli2014', 'TerYde_2014', 'Doornpanne', 'DePanne1' (shapefiles verkregen via Sam Provoost).
2. Remote sensing data uit het project "Vegetatiekartering door middel van Digitale vliegtuigopnamen, toegepast op dynamische duingebieden, slikken en schorren (DIGIKART)" (Provoost et al. 2008)
3. Kaart met verspreiding van de NATURA2000 habitats
4. Biologische Waarderingskaart (Vriens et al. 2011)
5. Landgebruiks- en bodembezettingskaart voor Vlaanderen uit het ECOPLAN project, 2014 (te downloaden via www.ecosysteemdiensten.be)

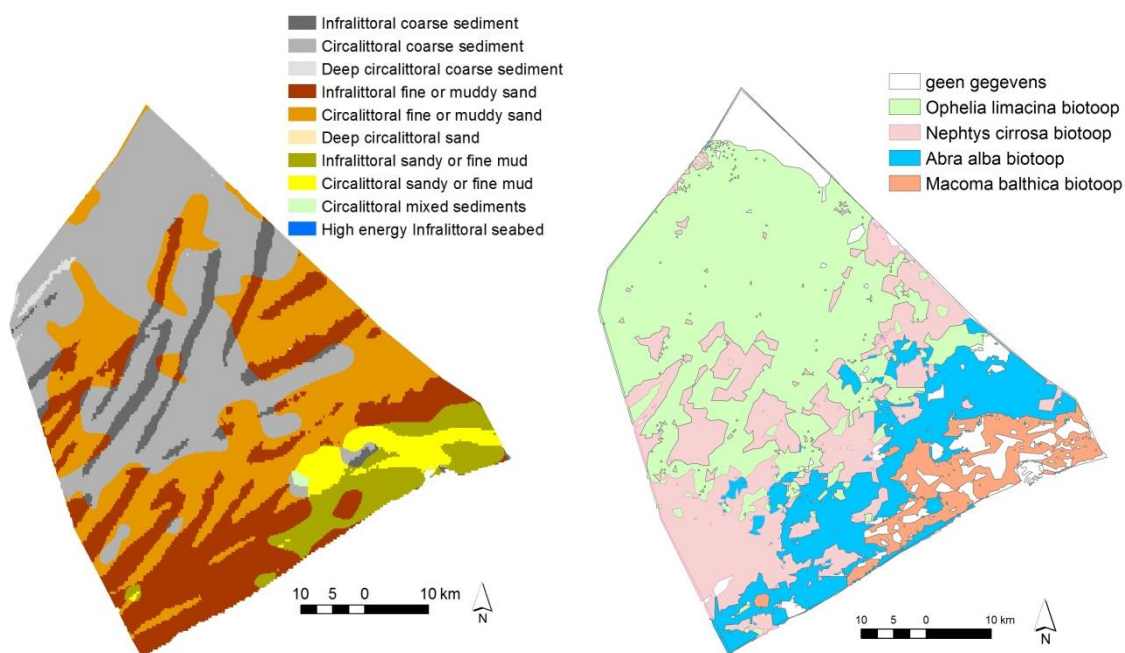
PINK-data genieten de voorkeur omdat deze de meest nauwkeurige en meest gedetailleerde is voor het luik ecosysteemdienstenanalyse. Indien deze data niet beschikbaar is wordt in de eerste plaats gebruik gemaakt van de remote sensing data omdat deze meer recent is en meer inspeelt op de dynamische processen langs de kust dan de andere bronnen. De klassen die onderscheiden worden via remote sensing zijn echter niet altijd voldoende gedetailleerd, waardoor in sommige gevallen voorkeur wordt gegeven aan de andere kaartlagen. Zo wordt er in de klasse onbegroeid (slib/vochtig zand) geen onderscheid gemaakt tussen open plekken in de duinen, strand en slikken. Onder de duingraslanden wordt bijvoorbeeld ook geen onderscheid gemaakt tussen kalkrijke en kalkarme graslanden. De NATURA2000 habitatkaart wordt boven de BWK verkozen omdat die meer gedetailleerde informatie geeft over de natuurtypes. Als laatste optie wordt ofwel de BWK ofwel de landgebruiks- en bodembezettingskaart uit het ECOPLAN project gebruik, waarbij voor urbane, industriële en landbouwgebieden voorkeur gaat naar de ECOPLAN-kaart omdat deze meer gedetailleerde informatie geeft in deze gebieden. Er wordt bijvoorbeeld een onderscheid gemaakt tussen tuin en bebouwing, en in parken, tuinen en andere urbane groengebieden wordt hoge vegetatie (geklasseerd onder 'niet nader gedefinieerd gemengd bos') van lage onderscheiden. Naar landbouwgebruik toe wordt er eveneens rekening gehouden met het verschil tussen graslanden onder natuurbeheer en intensief begraasde graslanden.

⁴ <http://www.vliz.be/en/imis?module=dataset&dasid=5822>

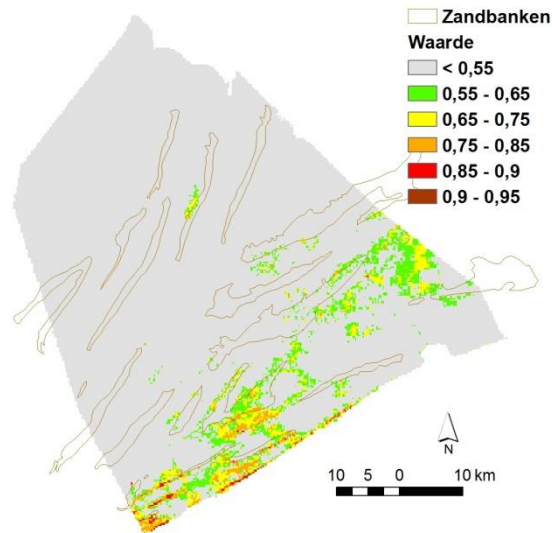


Figuur 15 – Habitatkaart voor kwantificeren van ecosysteemdiensten in het Belgisch kustecosysteem - terrestrisch. Boven: Bredene tot Nederlandse grens, onder: Franse grens t/m Oostende

Voor het mariene deel zijn er 2 verschillende habitatkarteringen gebruikt: de kaart volgens het classificatiesysteem EUNIS (European Nature Information System, EEA 2013) en de habitatkaart met de dominante benthosgemeenschappen op zacht substraat (Degraer et al. 2008). Aanvullend op deze laatste zijn er nog kaarten beschikbaar van voorspelde voorkomen van schelpkokerwormriffen en grindbedden (Degraer et al. 2009). De EUNIS kaart voor het Belgisch deel van de Noordzee (BNZ) (Figuur 16 links) bevat informatie over korrelgrootte, diepteligging en golfslag, maar ontbreekt info over de voorkomende gemeenschappen. De kaarten van de benthosgemeenschappen (Figuur 16 rechts) en riffen daarentegen bevat – behalve grindbedden – enkel informatie over benthosgemeenschap. Aangezien de meeste van de beschikbare cijfergegevens voor ecosysteemdiensten gelinkt zijn aan benthos, wordt ervoor geadviseerd om de mariene habitatkartering volledig te baseren op de kaarten van Degraer et al. (2008, 2009). Voor het voorkomen van aggregaties van schelpkokerwormen wordt gebruik gemaakt van de kaart met waarschijnlijkheid van voorkomen, uitgedrukt in een waarde van 0 tot 1 (Degraer et al. 2009). We gebruiken hier een drempelwaarde van 0,65, wat betekent dat aggregaties van schelpkokerwormen enkel verondersteld worden voor te komen bij een waarde van minstens 0,65. Zo wordt in totaal 143 km² in het BNZ met schelpkokerwormriffen bedekt (Figuur 17). De keuze van de drempelwaarde is gebaseerd op het minimale scenario van werkelijke verspreiding volgens Degraer et al. (2009), zijnde 4% van het BNZ.

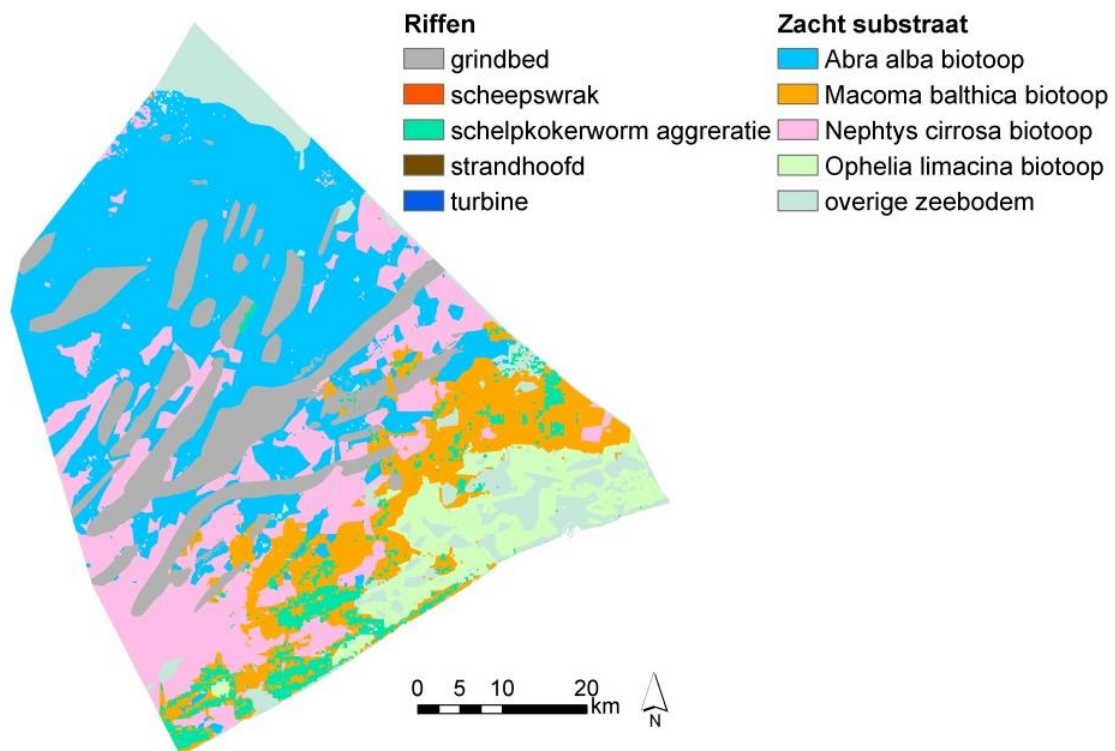


Figuur 16 – Links: Habitatkaart EUNIS voor het BNZ (EEA 2013). Rechts: Voorkomen van de verschillende benthosgemeenschappen in het BNZ (Degraer et al. 2008).



Figuur 17 - Habitatgeschiktheidskaart voor aggregaties van schelpkokerwormen met een dichtheid > 500 ind./m². Lage waarden: hoogstwaarschijnlijk afwezig; hoge waarden: hoogstwaarschijnlijk aanwezig (Degraer et al. 2009)

De drie kaarten (benthosgemeenschappen, schelpkokerwormriffen en grindbedden) worden vervolgens samengevoegd tot een enkele kaart (Figuur 18), waarbij riffen voorrang krijgen op benthosgemeenschappen. Aanvullend worden nog de locaties toegevoegd van artificiële riffen, met name: windturbines, scheepswrakken en strandhoofden (GIS-lagen afkomstig van www.kustatlas.be).



Figuur 18 - Habitatkaart voor kwantificeren van ecosysteemdiensten in Belgisch kustecosysteem - marien

2.3. Ecologische modellen

Om de toestand van het kustsysteem accuraat te kunnen beoordelen, is het niet voldoende een zicht te hebben op het voorkomen van ecosysteemparameters, habitats of ecosysteemdiensten. Hoewel minder tastbaar, is het essentieel een begrip te hebben van de aanwezige **processen**. Zij liggen immers aan de basis van vastgestelde patronen in bovengenoemde entiteiten, en zijn doorgaans op hun onderlinge relaties gestoeld.

De noodzaak om processen goed te begrijpen, geldt des te meer indien gewerkt wordt naar ingreep-effectrelaties. Hierbij wordt de bestaande kennis predictief aangewend, hetzij kwalitatief of kwantitatief, en naargelang de resolutie voorhanden. De mogelijkheid hiertoe hangt sterk af van de beschikbaarheid van **modellen** waarin de onderliggende relaties worden geëxpliciteerd.

Voor deze reden wordt de inventarisatie aangevuld met een overzicht van bestaande relationele ecologische modellen uit het kustecosysteem die voor de visievorming en voor het beoordelingskader relevant worden geacht.

Deze modellen zijn heel uiteenlopend van aard. Het gaat om modellen die abiotische met biotische componenten met elkaar linken. Echter, ook louter abiotische of biotische modellen komen in aanmerking, indien hun output betrekking heeft op voor het kustsysteem essentiële en typerende processen, dan wel soorten, gemeenschappen of habitats.

Gelet op deze brede doelstelling, is het in dit rapport niet de bedoeling om voor deze relaties een limitatief of historisch overzicht te geven van alle predictieve modellen ooit beschreven. Wel pogen we weer te geven welke de relevante elementen zijn binnen de betreffende onderzoeksvelden, wat de huidige ontwikkelingen zijn en de eventuele *state-of-the-art*, en welke referenties mogelijks van nut kunnen zijn in een verdere visievorming.

2.3.1. Methode

Daar ecologische modellen niet in databanken zijn ondergebracht, is dit overzicht met name een weerslag van gerichte zoektochten in de wetenschappelijke literatuur, en van de kennis voorhanden binnen het projectconsortium.

In de volgende paragraaf geven we een overzicht van de verschillende modeltypes die in aanmerking kunnen komen. Een essentieel criterium in de uiteindelijke selectie is dat een bewust model het in principe mogelijk maakt om beleids- en/of beheersrelevante voorspellingen te doen. Dit wordt verder toegelicht onder 2.3.3 **Error! Reference source not found.** De eigenlijke modellen worden vervolgens aangeleverd onder 2.3.4, gevolgd door een korte discussie (2.3.5).

De GIS-modellen die ontwikkeld en/of gebruikt werden voor het berekenen van de ecosysteemdiensten komen in dit hoofdstuk niet aan bod. De relaties in deze GIS-modellen zijn voor sommige diensten afgeleid uit bestaande ecologische modellen die wel in dit hoofdstuk worden besproken, of gebaseerd op de resultaten van een toepassing van deze modellen. Welk type databron of model gebruikt is per dienst wordt uitvoerig beschreven in Hoofdstuk 5 - Ecosysteemdiensten.

2.3.2. Types modellen

Op basis van hun aanpak kunnen modellen grofweg in drie typen worden onderscheiden (Guisan & Zimmermann 2000, Dickey-Collas et al. 2014).

- *Empirische* modellen focussen zich op statistische beschrijvingen van relaties.
- In *analytische* modellen worden theoretische processen ('natuurwetten') op een wiskundige wijze beschreven en uitgediept.
- *Mechanistische* modellen gaan individuele processen integreren om output op een hogere schaal te genereren.

Deze types verschillen onder andere in de kenmerken van in- en output, toepassingsmogelijkheden, en –dus ook– de bruikbaarheid voor een ecosysteemvisievorming (2.3.3).

2.3.2.1. Empirische modellen

Het doel van dit type modellen is om empirische data kwantitatief te beschrijven en samen te vatten om op die manier belangrijke kenmerken van het onderzochte systeem te extraheren. Hierbij wordt in beginsel geen kwantitatieve kennis van het systeem (over interacties of processen) aan het model toegevoegd. We onderscheiden binnen deze groep de volgende subtypes.

Regressiemodellen

In hun eenvoudigste vorm beroepen empirische modellen zich op het basisinstrumentarium van de statistiek. De mogelijke samenhang tussen verschillende variabelen kan daarbij worden getoetst door regressie (bv. algemene of veralgemeende lineaire modellen; Kutner et al. 2004). Deze laten uiteindelijk toe de waarde van een afhankelijke variabele af te leiden uit de waarde(n) van één of meerdere verklarende variabelen, via een geparametriseerd model. Dergelijke studies komen voor dit rapport in aanmerking enkel indien de parameters worden beschreven, en de lezer de berekeningen dus zelf kan maken. Dit is niet steeds het geval. Verschillende andere statistische technieken, zoals correlatie, komen voor deze zelfde reden niet in aanmerking (Box 1).

Ingreep-effectrelaties

In specifiek gecontroleerde situaties zoals laboratorium-, *mesocosm*- of veldexperimenten kunnen de gevolgen van een ingreep worden onderzocht op individueel, populatie- of systeemniveau. Bijvoorbeeld: wat is het effect van de verandering in concentratie slib op voedselopname van een individu. Omdat deze data gegenereerd wordt met deze relatie in ogenschouw kan dit empirisch model met uni- of multivariate analyse gebruikt worden om een specifieke ingreep-effectrelatie (oorzaak-gevolg) te beschrijven.

(Empirische) habitatgeschiktheidsmodellen

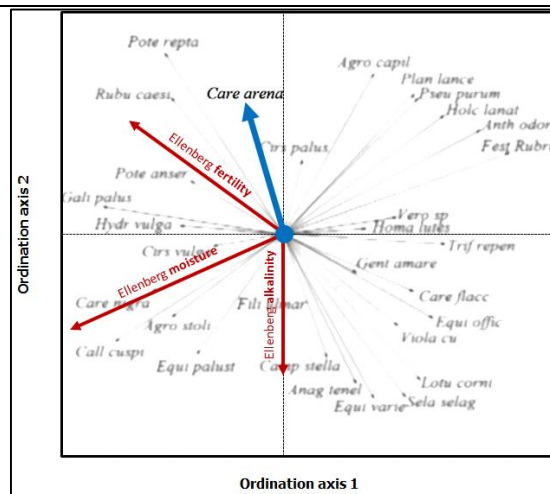
Habitatgeschiktheidsmodellen (*habitat suitability models*; HSM) zijn veelvuldig gebruikte modellen die het gekende voorkomen van soorten correleert met abiotische omstandigheden, en vervolgens projecteert. Afhankelijk van eventuele nuances kunnen zij in de literatuur onder verschillende namen

worden aangetroffen: soortverspreidingsmodellen (*species distribution models*), *environmental niche models*, *habitat distribution models*, *climate envelope models*...

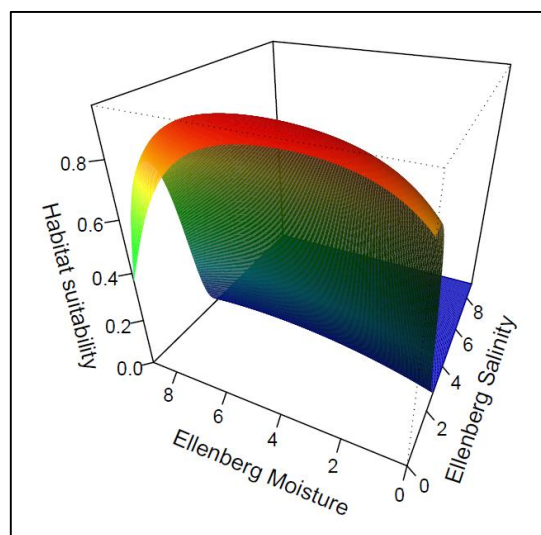
Dergelijke modellen worden in eerste instantie gevoed met verspreidingsgegevens over de aanwezigheid van soorten, bij voorkeur aangevuld met afwezigheidsgegevens. De correlatie en daaropvolgende projectie kan via verschillende technieken verlopen (veralgemeend lineaire modellen, *random forests*, MaxEnt...; Elith et al. 2011). Ook kunnen deze technieken in combinatie met elkaar worden gebruikt (*ensemble modelling*). De output is een ruimtelijk expliciete voorspelling van de kans van voorkomen, maar dit kunnen ook aantallen of biomassa's zijn.

Het gebruik van verspreidingsgegevens maakt deze modellen anders dan mechanistische habitatgeschiktheidsmodellen. Deze worden verder besproken. Vergeleken met deze laatste hebben empirische modellen het voordeel dat zij geen diepgaande ecologische kennis van het studie-organisme vergen, en gebaseerd zijn op de actuele verspreiding. Nadelen zijn hun relatief lage resolutie, en grote databehoeft. Voor zeldzame soorten zijn zij dan ook minder geschikt (Maes et al. 2015).

Verder moet bij het toepassen van een HSM in gedachten worden gehouden dat de relaties correlatief zijn opgesteld. Zo beschrijft het model de abiotische omstandigheden waar er meer of minder van de soort(en) gevonden worden, maar is het onvoldoende krachtig om te voorspellen hoe het voorkomen verandert indien de omstandigheden veranderen. Tenslotte wordt in een HSM verondersteld dat tijd geen invloed heeft op (geschiktheid van gebieden voor) vestiging. Zo worden variaties in biotiek en abiotiek over de tijd gemiddeld. Hierdoor zijn HSM's minder geschikt om het voorkomen van sterk in verspreiding wisselende, opkomende of neergaande populaties te voorspellen (Degraer et al. 2008).



Ordinatiediagram met scores voor het voorkomen van kustduinsoorten en standplaatsfactoren, gebaseerd op vegetatieopnames. Enkel Zandzegge en de indicatorwaarden zijn uitgelicht. Naar: Rhymes et al. (2014)



De berekende kans van voorkomen van Zandzegge in functie van de indicatorwaarden voor vocht en saliniteit, gebaseerd op vegetatieopnames. Naar: Jarvis et al. (in voorbereiding).

Box 1 – Sommige statistische modellen zijn bruikbaar om kwantitatieve voorspellingen te doen, maar niet allemaal. Zowel Rhymes et al. (2014) als Jarvis et al. (in voorbereiding) onderzochten het voorkomen van kustduinplanten in functie van standplaatsfactoren, uitgedrukt volgens zogenaamde Ellenberg-indicatorwaarden. Beide studies leidden tot dezelfde conclusies inzake het relatief belang van standplaatsfactoren. Rhymes et al. (2014) gebruikten hiertoe een ordinatiemethode, dat niet toelaat om het voorkomen van soorten vanaf de abiotische variabelen terug te rekenen. Jarvis et al. (in voorbereiding), daarentegen stelden een expliciet geparameteriseerd model op (logistische regressie). Daar de model coëfficiënten gepubliceerd zijn, kan de gebruiker de kans op het voorkomen van soorten zelf narekenen. Enkel deze laatste referentie kan voor dit rapport in aanmerking komen.

Simulatiemodellen

In tegenstelling tot de bovenstaande empirische modellen stellen simulatiemodellen de variabele tijd expliciet. Het doel van dit soort modellen is om de verandering van een individu, soort of ecosysteem in het verleden te beschrijven en te kunnen extrapoleren naar de toekomst. Deze informatie kan interessant zijn voor het inschatten van groei, dispersie of persistentie van een individu, soort of ecosysteem. Validiteit van de uitkomsten van simulatiemodellen is altijd afhankelijk van de periode van extrapolatie t.o.v. de periode van simulatie. Hoe verder vooruit voorspeld moet worden, hoe onbetrouwbaarder de uitkomst. Ook is de kwantitatieve uitkomst van extrapolatie in grote mate afhankelijk van de kwaliteit van de data waarop gesimuleerd is. Een klein verschil in de simulatie veroorzaakt een groot verschil in de voorspelling. Mechanistische kennis maakt een simulatiemodel robuuster. Hoe meer mechanistische kennis vervat in een simulatiemodel echter, hoe ingewikkelder de modelformulatie en hoe lastiger analyse van de uitkomsten. In het geval van simulatiemodellen van gehele ecosystemen wordt het met het invatten van meer mechanistische kennis alsmaar moeilijker om te begrijpen waarom een systeem zich zo gedraagt.

(Meta)populatiemodellen

Populatiemodellen modelleren het aantalsverloop van een gegeven populatie doorheen de tijd (al dan niet opgesplitst per levensstadium/leeftijdsklasse). Metapopulatiemodellen doen hetzelfde, maar voor meerdere, met elkaar gelinkte populaties. Hierbij verschuift de focus naar de vestiging en extinctie van populaties, in plaats van de geboorte en sterfte van individuen. Empirisch getoetste metapopulatiemodellen laten ondermeer toe de levensvatbaarheid van lokaal voorkomende taxa op lange termijn te evalueren.

Voor een goede toepassing van dergelijke modellen zijn echter wel betrouwbare demografische parameters nodig, die bij voorkeur zijn afgeleid uit de opvolging van meerdere generaties van de studiesoort in kwestie. Dit is een belangrijke beperkende factor in de uitvoering van deze (meta)populatiestudies.

2.3.2.2. Analytische modellen

Dit type fundamentele modellen hebben als doel de complexe realiteit vereenvoudigd te beschrijven in wiskundige termen, om haar op die manier doelgericht te bestuderen. Dergelijke aanpak is onder andere goed vertegenwoordigd in fysische modellen, maar kent ook in de ecologie een brede toepassing (bv. populatiedynamica). Louter analytische modellen neigen minder goed op reële situaties toepasbaar te zijn, en komen in kader van een ecosysteemvisievorming dan ook op de achtergrond te staan (zie verder). Voor deze reden komen zij in dit rapport hoogstens terloops aan bod.

2.3.2.3. Mechanistische modellen

Deze modellen zijn specifiek en gedetailleerder dan bovenstaande types wat betreft de geïncorporeerde interacties, reacties, of processen. In tegenstelling tot empirische modellen, die een

relatie precies beschrijven zolang de parameterruimte (van de inputparameters) niet wordt verlaten, beogen mechanistische modellen dit net wél te doen. We onderscheiden bij de mechanistische modellen onderstaande types.

Fysische modellen

Interacties van deeltjes, wind golfafslag, etc., zijn veelal exact bekend en kunnen worden toegepast in allerlei modellen met als doel deze processen te beschrijven en het effect van deze processen te kunnen toetsen in bepaalde situaties. Veel van de kennis van fysische modellen vormt een onderdeel of basis voor enkele mechanistische ecologische modellen. Onder fysische modellen worden hier ook geomorfologische, hydrologische... modellen begrepen.

Individual-based models

In een *individual-based model* (*agent-based model*; IBM, ABM) worden op individuniveau relaties gedefinieerd. Dit laat toe individuele variatie inzake grootte, voedselopname, levensonderhoud, reproductie, groei, dispersie... in de modellen te nemen. Deze individuele relaties kunnen een empirische of analytische (theoretische) basis hebben. Een IBM is een vertaalmiddel om gekende effecten op individueel niveau (bv. verandering in voedselaanbod) op te schalen naar hogere niveaus (populaties, soorten, gemeenschappen, ecosystemen). Doel van dit soort modellen is dan ook om via een empirische grondslag een voorspelling te kunnen doen over effecten van ingrepen op populatie- en ecosysteemniveau zonder afhankelijk te zijn van de kwaliteit van lange tijdsreeksen van monitoringsdata (zoals in simulatiemodellen).

Mechanistische habitatgeschiktheidsmodellen

Mechanistische habitatgeschiktheidsmodellen expliciteren de ecologische kennis omtrent soorten op een ruimtelijke wijze. De voorkeur van een vlindersoort voor windluwe bosranden nabij open zand, bijvoorbeeld, wordt dan in een GIS-omgeving op basis van diverse kaartlagen in een habitatgeschiktheidskaart omgezet.

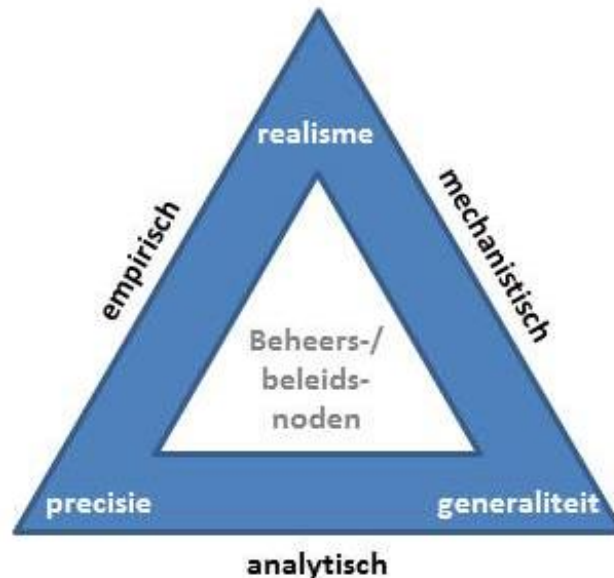
In tegenstelling tot empirische habitatgeschiktheidsmodellen (zie hoger), zijn dus geen verspreidingsgegevens vereist. Een ander voordeel is de hoge resolutie die kan worden bereikt. Daartegenover staat weliswaar de noodzaak tot een grondige ecologische kennis van de soort in kwestie (Maes et al. 2015).

2.3.3. Toepasbaarheid van modellen

2.3.3.1. Realisme, precisie en generaliteit

De driedeling in een empirische, analytische of mechanische modelaanpak weerspiegelt in zekere mate een verschillende nadruk op hetzij de generaliteit (veralgemeningsgraad), de precisie (nauwkeurigheid) en het realisme (werkelijkheidszin) van een model. Vaak wordt gesteld dat een gegeven model hoogstens twee van deze 'desiderata' kan maximaliseren, maar dat dit ten koste gaat

van de derde (Levins 1996, Guisan & Zimmermann 2000). Zo zijn empirische modellen precies en realistisch, maar weinig veralgemenend. Analytische modellen zijn precies en veralgemenend, waartegenover staat dat zij slechts een geabstraheerde simplificatie van de werkelijkheid zijn. Mechanistische modellen, tenslotte, zijn veralgemenend en reëel, maar niet noodzakelijk precies (Figuur 19).



Figuur 19 – De trichotomie tussen de modelhoofdtypes en drie desiderata van het modelleren. Naar: Dickey-Collas (2014)

Of deze trade-offs inherent en onvermijdelijk zijn, dan wel louter pragmatisch, is het onderwerp gebleken van fel wetenschappelijk debat (Odenbaugh 2003). Hoe het ook zij, de erkenning van dit raamwerk is niettemin nuttig met het oog op een beleidsinterpretatie van dergelijke modellen (Dickey-Collas et al. 2014). Het stelt immers dat modellen die realistisch, precies én generiek zijn, amper realiseerbaar zijn.

Wellicht beantwoorden empirische modellen het meest aan de effectieve noden die zich actueel en toekomstig binnen het Vlaamse kustlandschap stellen (bv. in kader van een milieu-effectenrapportage). Zij zijn reëel en precies, maar -noodzakelijkerwijs- contextafhankelijk. In hoeverre een gegeven model toepasbaar is op een gegeven situatie, hangt af van de gelijkenis tussen beide. Hoe hoger de biologische, geografische... similariteit, hoe beter. Zo valt de toepassing van een nichemodel voor Britse kustplanten (Jarvis et al. *under review*) op de Vlaamse kust perfect te verantwoorden, ondanks dat ecologische verschillen kunnen bestaan. Indien de dissimilariteit te hoog wordt, evenwel, kan beter naar mechanistische, dan wel naar analytische modellen worden uitgeweken (in die volgorde).

2.3.3.2. Voorspellen

Voorspellen betekent dat er een uitspraak wordt gemaakt over wat waargenomen zou moeten worden nog voor de bewuste waarneming wordt gemaakt. Mouquet et al. (2015) wezen er recent echter op dat de ecologie zich over twee verschillende types 'voorspellingen' ontfermt.

In de wetenschappelijke methode van hypothesevorming, toetsing, en eventuele herziening of aanvaarding, staan de zogenaamde *verklarende voorspellingen* centraal. Het zijn de verklaringen die noodzakelijkerwijs volgen uit een set veronderstellingen, indien deze correct zijn. Zo stelden geofysici een model op dat duinvorming simuleert, met de voornaamste bedoeling om dit proces beter te doorgronden (Durán & Herrmann 2006, zie verder). Hun model voorspelde een exacte drempelwaarde van duinbegroeiing waarbij de oriëntatie van een loopduin met 180° keert. Deze waarde werd een aantal jaren ook effectief empirisch bevestigd (Reitz et al. 2010).

Anticiperende voorspellingen worden daarentegen uitsluitend in de toekomstige tijd geponeerd (of op een ander vlak die buiten ons bereik ligt). Dat de zeespiegel te Oostende tegen 2100 tussen 20 en 200 cm boven het huidige niveau zou liggen, is een voorbeeld van een anticiperende voorspelling (van den Eynde 2011). Anticiperende voorspellingen nemen –meer dan verklarende voorspellingen– aan dat de onderliggende hypothesen correct zijn. Dit kan echter nooit met absolute zekerheid worden gesteld, doch dit doet niets af van de maatschappelijke waarde die deze voorspellingen beogen. Algemeen winnen anticiperend-ecologische modellen steeds meer aan belang. Dit is mede mogelijk gemaakt door digitale ontwikkelingen inzake rekenkracht en databeschikbaarheid, maar is zeker ook door globale milieudrukken en de daaruit voorkomende noden geïnspireerd (Mouquet et al. 2015).

Gelet op de beleidsrelevantie die dit rapport nastreeft, ligt de interesse hier met name op modellen die anticiperende voorspellingen toelaten. Zoals bovenstaand voorbeeld van duinvorming aangeeft, bestaan er echter ook relevante verklarend-voorspellende modellen. Bovendien is het onderscheid niet steeds strikt: hoewel modellen doorgaans worden opgesteld in functie van één voorspellingstype, zijn ze dikwijls ook informatief voor de ander. Voor deze redenen komen onder 2.3.4 beide aan bod.

2.3.3.3. Beperkingen

Bij de evaluatie van (de toepasbaarheid van) ecologische modellen dienen nog een aantal, mogelijk beperkende, factoren in acht te worden genomen.

Het is vanzelfsprekend dat de gevolgtrekking uit een model niet verder kan gaan dan wat de inputvariabelen aan informatie kunnen verschaffen. Nichemodellen, bijvoorbeeld, incorporeren doorgaans geen informatie over intraspecifieke variatie en genetische aspecten. Hierdoor kunnen evolutionaire aanpassingen en de daaruit volgende areaalwijzigingen onderschat worden (in het bijzonder aan de marge van arealen).

Hieraan gelinkt, kan voor de parameters die wél zijn opgenomen, de gevolgtrekking niet met een hogere resolutie gebeuren dan de resolutie waarop het model is gestoeld. Zo zijn nichemodellen waarvan de output gericht is op rasterkaarten met een eenheid van 1 km², ongeschikt voor een besluitvorming binnen een gebied van enkele hectare groot (Mouquet et al. 2015: 1303).

Om diens gebruik in onderzoek of besluitvorming te verantwoorden, dient een model voldoende geloofwaardig te worden geacht. Deze *credibiliteit* wordt gestuurd door -onder meer- de mate waarin het model is gevalideerd. *Validatie* toont aan dat de output voldoende overeenstemt met het toepassingsgebied, en heeft zowel betrekking op de data als het model zelf. Echter, validatie van ecologische modellen is geen eenvoudige onderneming, kent geen standaarden, is niet steeds mogelijk, en soms niet eens nodig (zie Rykiel 1996 voor deze en gerelateerde concepten). Zo is de validatie van anticiperend-voorspellende modellen aan andere uitdagingen gebonden dan verklarend-voorspellende modellen (Mouquet et al. 2015: 1304). *Kwalificatie* beoogt dan weer na te gaan over welk bereik aan situaties het model valide is (Rykiel 1996). Zo is het voor beleidsdoeleinden uiterst wenselijk te weten voor welke situaties een model exact kwalificeert.

Onzekerheid speelt een essentiële rol in ecologische modellering. Deze heeft betrekking op zowel de data als het model, rakend aan de validatie zoals hierboven beschreven (maar ook aan verificatie en kalibratie, zie Rykiel 1996). Hier beperken we ons er evenwel toe op te wijzen dat een gebruiker ook bedacht moet zijn op hoe onzekerheid in de output zit vervat. Onzekerheidsmaten zijn nét zo informatief als de gemiddeldes die doorgaans de aandacht opeisen.

2.3.4. Resultaten

In tegenstelling tot hun *aanpak* (2.3.2), bestaat er weinig overeenstemming over hoe modellen volgens hun *onderwerp* moeten worden ingedeeld. Het model van Roelvink et al. (1999), bijvoorbeeld, wordt op even goede gronden in de literatuur als een ‘morfologisch’, ‘morfodynamisch’, ‘hydro-morfodynamisch’, ‘kust-’, ‘kustproces-’ en ‘duinerosiemodel’ omschreven (citaties volgens Web of Science). Dit is een logisch gevolg van wat modellen doen: in hun poging de complexiteit van systemen te beschrijven, worden talrijke onderwerpen aan elkaar gelinkt en verscheidene types output gegenereerd, waardoor het moeilijk wordt een model onder één noemer te brengen.

Voor die reden wordt in wat volgt een volstrekt pragmatische manier van opdelen gehanteerd volgens het voornaamste onderwerp. We onderscheiden:

- *Zee* – Voorkomen van diersoorten in de zee.
- *Zee tot strand* – (Voornamelijk) geomorfologische en sedimentologische modellen aan de zeezijde. Zeewaterdynamiek speelt een essentiële rol.
- *Strand tot duin* – (Voornamelijk) geomorfologische en sedimentologische modellen aan de landzijde. Winddynamiek speelt een essentiële rol.
- *Duin* – (Voornamelijk) hydrologische modellen, die het voorkomen van verschillende habitats binnen het duingebied verklaren. Duinvalleien zijn hierbij een belangrijke focus.
- *Dier en strand* – Voorkomen van diersoorten op het strand.
- *Plant en duin* – Voorkomen van specifieke plantensoorten van hoogstrand tot in de duinen.
- *Dier en duin* – Voorkomen van diersoorten van hoogstrand tot in de duinen.

2.3.4.1. Zee

Tabel 6 – Overzicht van in de tekst genoemde modellen m.b.t. het voorkomen van diersoorten in de zee

type model	referentie	Input	output	Vrij beschikbaar
HSM	Degraer et al. 2008	Mediane korrelgrootte, sediment mud content, bathymetrie, hellingshoek, afstand tot de kust, monitoringsdata macrozoobenthos	Kansen van voorkomen van verschillende soortsgemeenschappen macrozoobenthos in BNP	ja
	De Mesel et al. 2011	Abiotiek, monitoringsdata	Kansen van voorkomen van verschillende soorten macrozoobenthos in NL-kustzone	ja
	Houziaux et al. 2012	Abiotiek, monitoringsdata	Kansen van voorkomen van Ensis in BE-kustzone	ja
	Willems et al. 2008	Abiotiek, monitoringsdata	Kansen van voorkomen van Laniche in BE-kustzone	ja
IBM	DEB (add-my-pet)	Empirische data	DEB-parameters voor verscheidene mariene soorten	ja
Simulatie	Troost 2011	Randvoorwaarden, startwaardes, DEB-parameters	Voorspelling biomassa schelpdiersoorten in Oosterschelde	nee
	Kooijman 2010	DEB-parameters, voedselaanbod	Voorspelling individuele groei/populatiename	ja
IBM/HSM/Fysisch	Bidegain et al. 2013	Hydrodynamica HSM en groei Ruditapes	Verspreiding en vestiging larvale stadia Ruditapes in Baai van Santander	ja
	Lacroix et al., 2013	Hydrodynamica, gedrag en groei Solea solea	Verspreiding larvale stadia Solea solea in zuidelijke Noordzee	ja

Abiotiek en voorkomen/succes van soorten

Empirische habitatgeschiktheidsmodellen zijn toegepast voor de macrobenthos van zowel de Belgische als de Nederlandse kustzone. Degraer et al. (2008) tonen zowel de opzet als validatie van hun model voor het voorspellen van macrobenthische gemeenschappen. Dit werk wordt als basis genomen in zowel onze studie voor het definiëren van habitats in de Belgische kustzone als andere studies om waarde(ring) toe te kennen aan kustgebieden (bv. Vigin, 2015). Voor enkele benthische soorten is ook specifiek de habitat geschiktheid bepaald om inschattingen te kunnen maken van waar deze soorten zich kunnen (gaan) bevinden (bv. de Mesel et al., 2011; Willems et al., 2008). Om risicogebieden te identificeren voor de opkomst van invasieve exoten kan een HSM inzicht verschaffen. Vaak is echter, door het gebrek aan monitoringsdata met invasieve soorten, een andere techniek (bv expert judgement of lab studies) vereist om tot een voorspelling te komen (bv. Boets et al. 2015 voor vergelijking van data- en kennisgebaseerde modellen voor een invasieve soort in het zoetwater). Ook kan men vaststellen dat een invasieve soort vaak nog niet zijn volledige dekking heeft bereikt en dit tracht te behalen door een hoge reproductieve output. Als zowel heel jonge (pre-reproductief) als volwassen individuen meegenomen worden in het formuleren van een HSM, kan dat een vertekend beeld geven van de ecologische randvoorwaarden die de soort nodig heeft om zich langdurig te vestigen. Om dit te ondervangen hebben Houziaux et al. (2012) onderscheid gemaakt tussen verschillende grootte-klassen van de invasieve bivalve Ensis (Troost 2011).

Ingreep-effectrelaties

Dynamic Energy Budget (DEB) modelling is een type IBM dat door middel van empirisch gemeten variabelen, zoals voedsel, de groei van individuen voorspelt in de tijd (Kooijman, 2010). Met het bijbehorende Add-my-pet regressie-modelframework is het mogelijk om literatuurgegevens, empirische data en theoretische constructen te verenigen op zo'n manier dat voor elke soort afzonderlijk eigen parametersets gevonden worden. Op de site ([add-my-pet](#)) staat de meest actuele

lijst van parametersets van vele soorten, waarvan een deel marien. Elk jaar groeit deze lijst. Ook staat in de lijst vermeldt wat de kwaliteit is van de parametersets; sets op basis van weinig empirische data krijgen een lage score en sets met meer empirische ingreep-effect relaties krijgen een hogere score. Met de parameterset kan voor de specifieke soort een voorspelling gedaan worden van de individuele groei of populatietoename gegeven een aantal omgevingsvariabelen.

Relatief weinig mechanistische modellen over de ecologie in de zee zijn ook ruimtelijk toegespitst of toegepast op de Noordzee, laat staan op de Belgische kustzone. Er zijn activiteiten gaande binnen het AMORE en EMoSEM-project om chlorofylconcentraties (en schadelijk algenbloei) en zooplanktonbiomassa te simuleren (eutrofiëringsmodel), maar de modellen zijn nog niet zover om concentraties te voorspellen. Zie Desmit et al. (2015) voor de huidige stand van zaken. Vanlede et al. (2015) beschrijven de calibratie van het NEVLA3D model dat de Belgische kust en de Wester- en Zeeschelde met alle zij-armen bestrijkt, met als doel de hydrodynamica in het gebied te beschrijven. Vooralsnog zijn er geen beschrijvingen of voorspellingen mogelijk van biota.

Voor de Nederlandse kustzone is in het bijzonder één model toegepast dat ook uitbreidingsmogelijkheden biedt naar het Belgische deel: Delft3D. Dat model gebruikt een basis van een ruimtelijk expliciet simulatiemodel dat de verandering in o.a. geomorfologie, nutriënten input en stroming beschrijft, en voegt daar verscheidene modules aan toe. Deze modules gebruiken of de output van het simulatiemodel als input voor de eigen berekeningen zonder dat daar interactie tussen plaatsvindt (offline-modules), of zorgen met interne interacties of iteratie-berekeningen ervoor dat de uitkomsten van de module ook de berekeningen van het simulatiemodel beïnvloeden (online-modules). Phytoplankton, schelpdieren, zooplankton zijn voorbeelden van ecologische eenheden die als module toegevoegd kunnen worden. De modules kunnen bestaan uit zowel empirische als mechanistische modellen (DEB bijvoorbeeld) of een mix daarvan. De uitkomsten kunnen kwantitatief maar ook meer kwalitatief van aard zijn naar gelang het detail in de modules. Het model leent zich uitstekend voor de ruimtelijke doorvertaling van geomorphologische processen en invloeden naar ecologie. Het is om die reden ook ingezet in de MER-procedures voor de vestiging van de tweede Maasvlakte bij Rotterdam.

In 2012 is dit model toegepast om de effecten van zandwinning op de groei en overleving van de zwaardschede *Ensis directus* te berekenen in het kader van de MERzandwinning 2013-2017 (Schellekens, 2012). Door ontwikkeling van relaties over slib-transport over de gehele NL Noordzee-kustzone (Harezlak, 2012) werd het mogelijk de invloed van zwevend stof op primaire productie te berekenen, hetgeen van essentieel belang bleek voor het empirisch gemeten effect van zandwinning op *Ensis* (Schellekens en Witbaard, 2012). In 2010 is in Nederland het Delft3D model toegepast op de Oosterschelde om te berekenen wat het effect van een verhoging van het aantal Mosselzaad-invanginstallaties (MZIs) op de biomassa van andere schelpdieren is (Troost, 2011).

Soorten, functionele types en dispersievermogen

EnSIS was een project dat de invasie van *Ensis directus* beschrijft en voorspelt aan de hand van HSM (Houziaux et al. 2012). In het project is gebruik gemaakt van verschillende monitoringdatasets en is ook een eigen monitoring campagne in 2010 opgezet binnen de 12-mijl zone. Door onderscheid te maken tussen 1-jarige en meerjarige individuen van *Ensis* verkregen de onderzoekers een beeld van de ecologische omstandigheden voor zowel vestiging van jonge individuen als langdurige vestiging (>1jaar). Deze omstandigheden verschilden onderling, en met andere studies zonder distinctie (de Mesel et al. 2011), en tonen het belang van de distinctie tussen vestiging en overleving bij invasieve soorten aan.

Dergelijke modellen, die de potentiële verspreiding van uitheemse soorten modelleren, zijn een waardevol instrument voor de risicobeoordeling van invasieve soorten ([EU-rapport IAS 2013](#)). Voor het Belgisch deel van de Noordzee is recent zo een model opgesteld voor de Amerikaanse rikkwal (*Mnemiopsis leidyi*; Vansteenbrugge et al. 2015).

Transport en dispersie kunnen worden gezien als belangrijke functies van zowel pelagische als benthische soorten met pelagische larvale stadia. Zo kunnen deze functies bepalen welke populaties (genetisch) met elkaar verbonden zijn, en zijn ze bepalend voor (re-)kolonisatie van gebieden (Pineda et al., 2007). Ook voor benthische gemeenschappen is het belang van dispersie voor lokale dynamiek van populaties reeds lang gekend (Palmer et al., 1996). Er zijn in het verleden voornamelijk empirische modellen en weinig kwantitatief mechanistische modellen opgesteld voor larvale dispersie. Hoewel enkele kwantitatieve dispersiemodellen zijn toegepast op de Noordzee, zijn deze allen toegepast op vissoorten (bv. Bartsch & Coombs 2001; Lacroix et al., 2013). Over het algemeen zijn het mechanistische modellen die hoogresolutie-stromingsmodellen combineren met het larvale gedrag (en/of habitat-geschiktheid) en groei om te voorspellen waar larven in welke aantallen terechtkomen. Slechts enkelen hebben dit concept toegepast op benthische soorten. Bidegain et al. (2013) modelleren bijvoorbeeld de dispersie en recruitment van tapijtscelp-larven in de Baai van Santander. Dit concept leent zich echter zeer om toegepast te worden op meerdere benthische soorten in de Noordzee en de Belgische kustzone in het bijzonder.

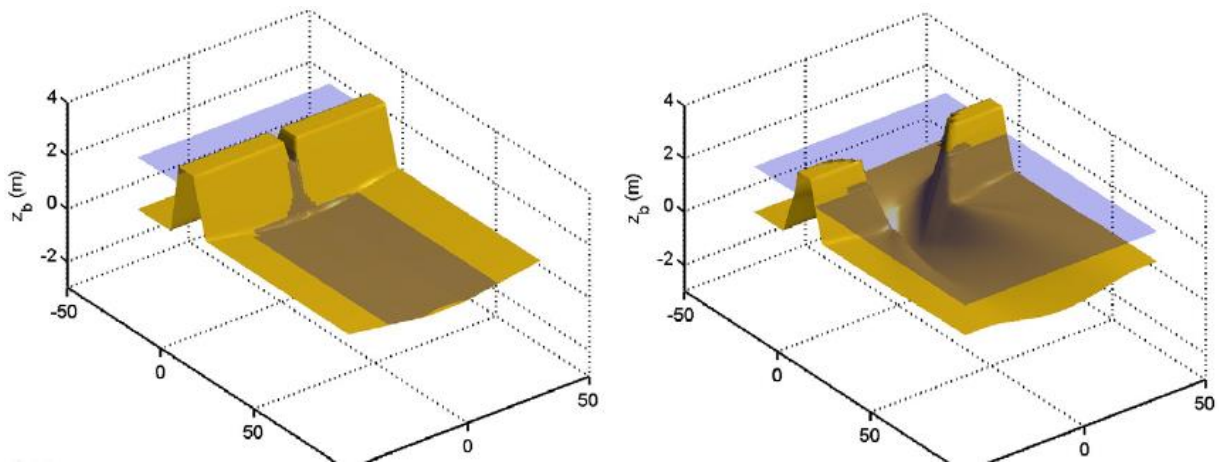
2.3.4.2. Zee tot strand

Er zijn heel wat modellen (zowel empirisch, analytisch als mechanistisch) die de dynamische processen op en nabij het kustfundament trachten te beschrijven: zeewaterstroming, golfwerking, stormimpact, duinerosie... In vele gevallen hebben deze modellen een uitgesproken toegepast karakter ten aanzien van de nautische veiligheid of zeewering. Een limitatief overzicht van alle bestaande modellen kan hier dan ook niet worden gegeven, maar een greep van relevante referenties (met nuttige doorverwijzingen) is gepresenteerd in Tabel 7. Hieronder bespreken we slechts een enkel illustratief voorbeeld in detail.

Tabel 7 – Selectie van geomorfologische en sedimentologische modellen aan de zeezijde, en aanverwante referenties

type model	referentie	Input/output	Vrij beschikbaar
Simulatiemodel	Larson et al. (1990)	SBEACH-model voor strandprofielen	
Fysisch model	Steetzel (1992)	DUROS- (DUINAF-) en DUROSTA-model voor duinafslag t.g.v. stormvloed	
Fysisch model	Lesser (2004)	open source Delft3D-pakket voor golfmodellering	
Fysisch model	Larson et al. (2004)	duinerosiemodel; uitgebreide bespreking overige modellen	
Fysisch model	DHI (2015)	MIKE 21-pakket voor golfmodellering en verwante processen	
Fysisch model	Roelvink et al. (2009)	XBeach-model (zie tekst)	
.	Dissanayake et al. (2004)	(toepassing XBeach; nuttige referenties duinerosiemodellen)	
.	de Winter et al. (2015)	(toepassing XBeach; nuttige referenties duinerosiemodellen)	
.	den Heijer et al. (2011)	(vergelijking DUROS+, D++- en XBEACH-model)	
.	Splinter & Palmsten (2012)	(vergelijking Larson [2004]-, XBeach- en eigen model)	

Roelvink et al. (2009) presenteren een geavanceerd en veelzijdig model dat hydrodynamische processen (cfr. golfwerking) koppelt aan morfodynamische processen van sedimentatie en erosie (cfr. duinafslag). In tegenstelling tot veel andere modellen is het tweedimensioneel (dus: gebiedsdekkend, i.p.v. enkel doorsnedes te beschouwen). Dit zogenaamde XBeach-model wist met succes het patroon en de omvang te beschrijven van, onder andere, de doorbraak van een artificiële dam in de Zwingeuil (Visser 1998; Figuur 20), en duinafslag door stormvloed in Nederland en Engeland (Dissanayake et al. 2014, de Winter et al. 2015). XBeach is *open source*, online raadpleegbaar en gedeeltelijk ook ingebed in GIS (Silva & Taborda 2013).



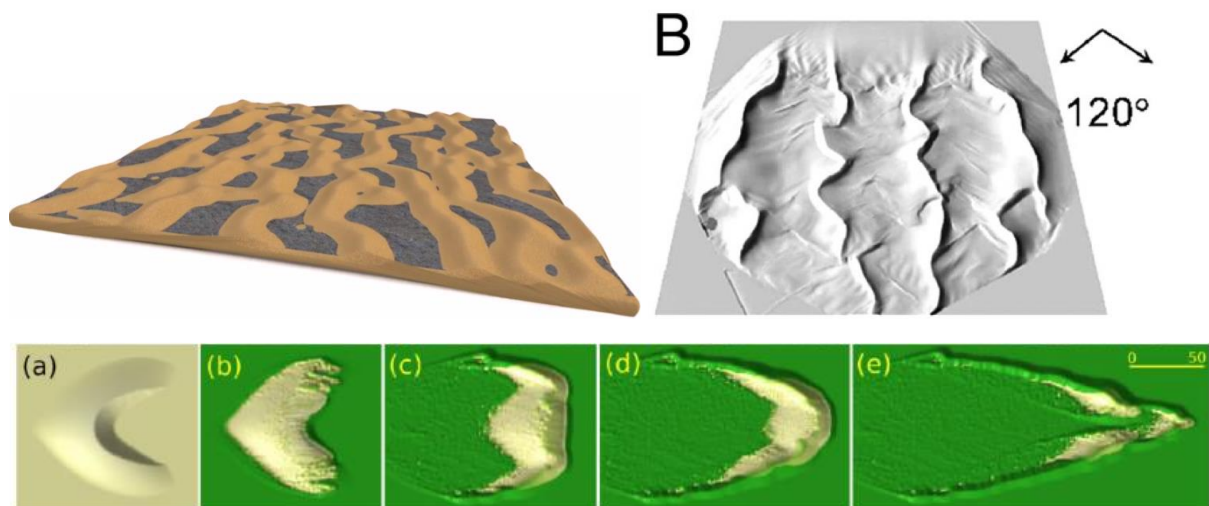
Figuur 20 - Het Xbeach-model wist de testresultaten van een artificiële dijkbreuk in de Zwingeuil te simuleren. Overgenomen van Roelvink et al. (2009)

Toch moet worden aangestipt dat alternatieve modellen in specifieke opzichten en situaties beter presteren (den Heijer et al. 2011, Splinter & Palmsten 2012).

2.3.4.3. Strand tot duin

De puur fysische interactie tussen zandpartikels en wind –suspensie (verwaaien), saltatie (verspringen), *creep* (verschuiven)– is veelvuldig beschreven. Hierop gebaseerd, bestaan er louter analytische modellen die de evolutie van diverse duintypes uit woestijnen en zelfs extraterrestrische systemen succesvol simuleren: sikkelduinen (barchanen), langsdünen (seifs), dwarsduinen en afgeleide vormen... (Momiji et al. 2000, Parteli et al. 2009, Figuur 21).

In tegenstelling tot deze duinvormen, wordt de vorming van de bij ons voorkomende duintypes in belangrijke mate gestuurd door wisselwerkingen met de aanwezige vegetatie. Dit maakt een modelmatige benadering meteen een pak lastiger, en voorspellende modellen zijn dan ook een pak beperkter. De theoretische evolutie van paraboolduinen, die typisch zijn voor onze kustlijn, werd voor het eerst wiskundig beschreven door Durán & Herrmann (2006, Figuur 21). Hun beschrijving werd empirisch bevestigd (Reitz et al. 2010) en uitgebreid om duinhoogtes te voorspellen (Durán & Moore 2013).



Figuur 21 - Linksboven: een gesimuleerd sikkelduinlandschap (Momiji et al. 2000, visualisatie door Brædstrup 2011). Rechtsboven: een seifduinlandschap (overgenomen van Parteli et al. 2009). Onder: vegetatie speelt een essentiële rol bij de inversie van een sikkelduin naar een paraboolduin (overgenomen van Durán & Herrmann 2006)

Deze analytische modellen kunnen vormelijke patronen simuleren, maar zijn echter niet in staat om de exacte vorm van een reëel duinlandschap te voorspellen. Een praktisch toepasbaar, valide model blijkt vooralsnog niet voorhanden, zeker niet als het erop aan komt de output ruimtelijk te expliciteren (bv. Arens 1994). Daarmee is onze kennis over eolische duingroei op het terrein vele malen beperkter dan over de erosieve processen die hier spelen (zie boven). Het is dan ook wenselijk deze balans te herstellen, doch pogingen om eolisch gestuurde duingroei in bestaande strand- en duinerosiemodellen te incorporeren (bv. in het XBeach-model), zijn totnogtoe onsuccesvol (G. Reussink, Universiteit Utrecht, pers. comm.).

Het empirisch model van Talbot (1984) legde in een aantal formules de link tussen klimatologische parameters en het verstuiven van landduinen op continentale schaal (Sahel) en over geologische tijden. Toch toonden Jones et al. (2010) aan dat de betreffende ‘mobiliteitsindex’ ook correleerde met de waargenomen fixatie van een stuifduinlandschap in Wales gedurende de 20^e eeuw.

Tabel 8 – Overzicht van de in de tekst genoemde (voornamelijk) geomorfologische en sedimentologische modellen aan de landzijde

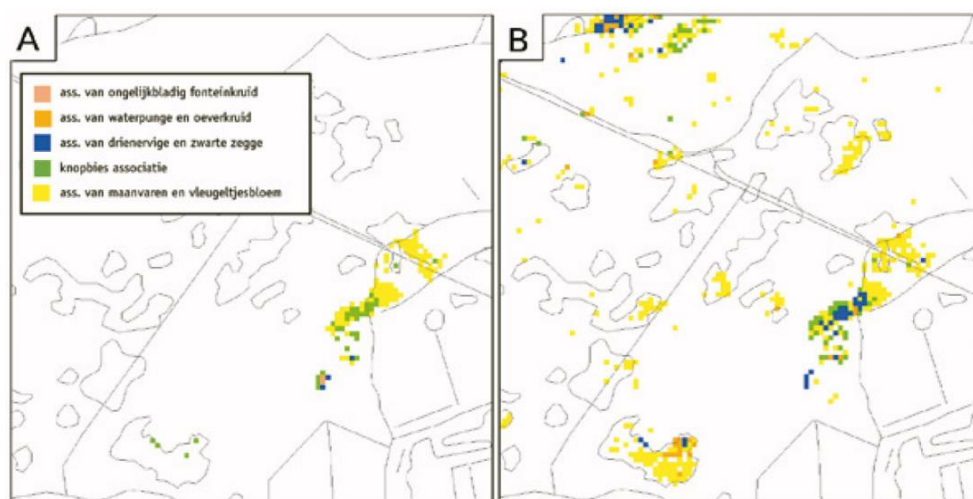
type model	referentie	Input/output	Vrij beschikbaar
Analytisch model	Talbot (1984)	Klimatologische parameters / winderosie	
Fysisch model	Durán & Herrmann (2006)	Fysische parameters en (geabstraheerde) vegetatie/ beweging duin	
Fysisch model	Durán & Moore (2013)	Fysische parameters en (geabstraheerde) vegetatie/ beweging duin	

2.3.4.4. Duin

In de duinengordel is met name de waterhuishouding het onderwerp geweest van uitgebreide modelleringsinspanningen, gelet op onder andere het belang van (drink)waterextractie, verzilting van aanlandende gebieden, maar ook het natuurbehoud (grondwaterafhankelijke vegetaties, zie 4.1). Anders dan in voorgaande paragrafen is het unieke karakter van de duinen in dit geval een pak beperkter: vele generieke instrumenten uit de hydrologie, bodemkunde, zelfs landbouwkunde, kunnen op de waterhuishouding van de duinen worden toegepast. Het aantal valide, hydrologische modellen en de daarop gebaseerde, al dan niet commerciële pakketten is dan ook bijzonder groot (MODFLOW, Triwaco, FEHM, ParFLOW, SahysMOD, ZOOMQ3D, HydroGeoSphere, Hydrus, PORFLOW, MicroFEM, MLU, OpenGeoSys, leapfrog, MIKE SHE...).

Specifiek voor de duinen is in Nederland een model gecreëerd dat de vorm en afmetingen voorspelt van de zoetwaterlens die over de breedte van de duinenreep voortkomt (Stuyfzand 2010a). Deze gaat gepaard met een waterchemisch model, dat de samenstelling van ondiep grondwater, bodemvocht en bodem voorspelt in functie van het aanwezige vegetatietype en de bodemdiepte (Stuyfzand 2010b). Het softwarepakket Menyanthes is ontwikkeld voor het beheer en de interpretatie van hydrologische data, incl. van peilbuizen (von Asmuth 2012).

De ecologische effecten van veranderingen in waterhuishouding (alsook atmosferische depositie en vegetatiebeheer) wordt gegeven door het ruimtelijke PROBE-model van Witte et al. (2007, 2015). Deze maakt gebruik van gegevens van bodemkaarten, grondwatermodellen en vegetatiekaarten (ter ijkking), en berekent van hieruit de kans op het voorkomen van vegetatietypen (Figuur 22). Het is in eerste instantie ontwikkeld voor de Nederlandse duinen, en is gericht op beheerders en beleidsmakers, ondermeer om de haalbaarheid van natuurdoeltypen in te schatten. De versie voor de duinen wordt huidig verder verfijnd en binnenkort gebruiksvriendelijk ontsloten (Flip Witte, KWR, pers. comm.).

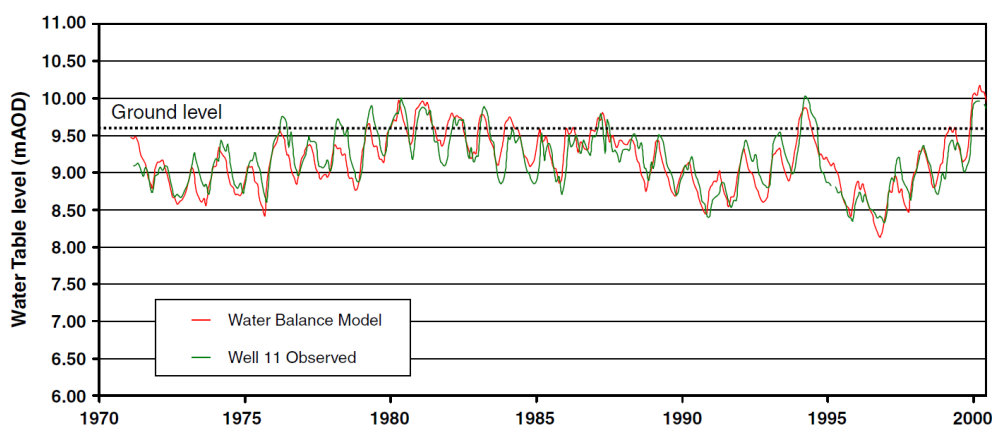


Figuur 22 – Berekende verspreiding van plantengemeenschappen van natte duinvalleien in de Amsterdamse Waterleidingsduinen volgens (A) de actuele toestand, en (B) bijkomstige maatregelen. Overgenomen van Witte et al. (2007)

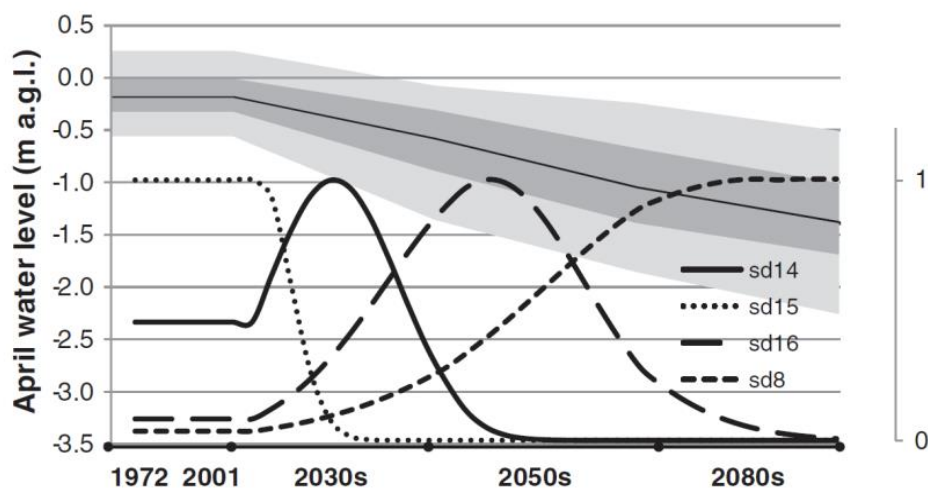
Het PROBE-model bouwt hiermee voort op het eveneens in Nederland ontwikkeld hydro-ecologisch model NICHE (Koerselman et al. 1999). Om van toepassing te zijn op Vlaanderen, moesten aan dit model een aantal aanpassingen worden gemaakt, met betrekking tot de conformiteit met de Belgische bodemkaart, beslisregels in het model, en referentiegegevens voor vegetaties. Dit is doorgevoerd voor

Vlaamse valleigebieden, resulterend in het NICHE-Vlaanderen-model (Callebaut et al. 2007, Huybrechts et al. 2007). Door de afwijkende bodem in de kuststreek worden duinen in dit laatste model voorlopig buiten beschouwing gelaten.

Clarke et al. (2010) maakten gebruik van een eerder uitgewerkt waterbalansmodel om, op basis van klimaat- en vegetatieparameters, de waterstanden in een duinvalleysysteem langs de Engelse westkust succesvol te voorspellen (Figuur 23). Vervolgens werden Britse klimaatsveranderingsscenario's in rekening gebracht om de trends in grondwaterstanden tot een eeuw ver te voorspellen. De koppeling met de verwachte wijzigingen in de vegetatie werd gemaakt door Curreli et al. (2013). Deze auteurs correleerden de heersende hydrologie met het voorkomen van precies gedefinieerde duinvalleivegetaties. Door expliciet gebruik te maken van de voorspelde grondwaterstanden van Clarke et al. (2010), wisten zij vervolgens de verwachte vegetatiewijzigingen voor datzelfde tijdsvak te beschrijven (Figuur 24).



Figuur 23 – Overeenstemming tussen de grondwaterstand volgens peilbuismetingen en de voorspellingen van het waterbalansmodel, voor een Engels duingebied. Overgenomen van Clarke et al. (2010)

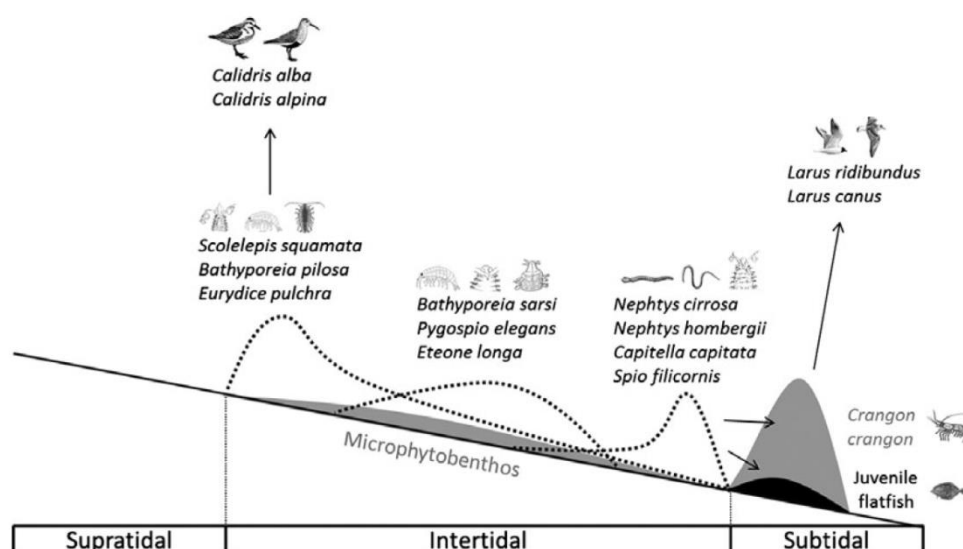


Figuur 24 – Het verwachte voorjaarsgrondwaterniveau voor een actueel natte duinvallei in een Engels duingebied overheen de 21^e eeuw (grijze band, linker-Y-as), en het verwachte voorkomen van vier vegetatietypes (overige lijnen, rechter-Y-as). De verwachte evolutie vertoont een algemene verdroging. Overgenomen van Curreli et al. (2013)

2.3.4.5. Dier en strand

Diverse studies naar het litoraal (macro)benthos van de Belgische kust leggen correlaties tussen omgevingsvariabelen en het voorkomen van soorten (bv. Speybroeck et al. 2007, Speybroeck et al. 2008a, Van Tomme et al. 2013; zie Speybroeck et al. 2008b voor een review). Zoals voorheen verduidelijkt, verlenen deze studies echter geen precieze predictiemogelijkheden (Box 1).

Vanden Eede et al. (2014) beschrijven wel een (op de Belgische stranden gebaseerd) mechanistisch niche-envelopmodel om de impact van strandsuppleties te voorspellen op de soortenrijkdom, abundantie en biomassa van soorten op verschillende trofische niveau's (Figuur 25). Het model vertrekt van drie essentiële strandparameters die het voorkomen van lagere trofische niveau's bepalen (hoogte, korrelgrootte en organische stof), en voorspellen van daaruit het voorkomen van de hogere niveau's.



Figuur 25 – Conceptueel diagram van het strandmilieu zoals gemodelleerd door Vanden Eede et al. (2014)

In het kader van de Voortoets –de inschatting van biodiversiteitsgevolgen van vergunningsplichtige activiteiten- werden potentiële leefgebieden in kaart gebracht voor diverse prioritaire, kustgebonden vogelsoorten. Dit gebeurde enerzijds met behulp van empirische habitatgeschiktheidsmodellen, zoals hoger beschreven, en anderzijds via mechanistische modellen, met het door VITO ontwikkelde GeoDynamix-pakket. De resolute van deze modellen bedraagt 20×20m², en 1×1km², respectievelijk. Deze modellen werden toegepast op onder meer Dwergstern, Visdief, Grote stern, Strandplevier, Kleine mantel- en Zwartkopmeeuw (Maes et al. 2015).

2.3.4.6. Plant en duin

De relatie tussen het voorkomen van specifieke plantensoorten en standplaatsfactoren speelt een sleutelrol in de floristische en vegetatiekundige literatuur. Deze relatie wordt doorgaans kwalitatief (denk aan omschrijvingen in flora's) of louter correlatief gesteld. Empirische modellen waarmee het voorkomen kan worden voorspeld zijn een pak minder algemeen (cfr. Box 1).

Zo baseerde Noest (1994) zich op zo'n 1000 Nederlandse vegetatieopnames om logistische regressies uit te voeren die het voorkomen van 100 duinvallei-soorten verklaren in functie van een uitgebreide set omgevingsparameters (vnl. hydrologisch). De meest recente en relevante referentie in dit opzicht is evenwel de studie van Jarvis et al. (in voorbereiding). Deze auteurs publiceerden de coëfficiënten van hun regressiemodellen waarin de plaatselijke aan-/afwezigheid van 132 kustgebonden plantensoorten is gelinkt aan standplaatsfactoren (bodenvocht, saliniteit, zuurtegraad, productiviteit, min. en max. omgevingstemperatuur, neerslag en vegetatiehoogte). De modellen zijn gebaseerd op niet minder dan 33.000 vegetatieopnames uit Groot-Brittannië (zie Box 1).

Empirische habitatgeschiktheidsmodellen zijn veelvuldig op planten toegepast. Zoals vermeld, is hun ruimtelijke resolutie eerder laag. Hun voornaamste toepassing zit dan ook op (sub)continentale schaal, bijvoorbeeld voor de risicobeoordeling van potentieel invasieve soorten. Zo becijferden Thuiller et al. (2005) de wereldwijde vestigingskans van invasieve, Zuid-Afrikaanse soorten middels een nichemodel; de Vlaamse kust blijkt alvast voor enkele, voorlopig afwezige soorten geschikt te zijn (bv. *Senecio glastifolius*).

Mechanistische habitatgeschiktheidsmodellen kunnen een hogere ruimtelijke resolutie behalen. In het kader van de Voortoets (zie hoger) werden deze voor Vlaanderen recent toegepast op (o.a.) Groenknolorchis en Kruipend moerasscherm (Figuur 26, Maes et al. 2015).



Figuur 26 - De potentiële leefgebiedenkaart van Kruipend moerasscherm in West-Vlaanderen, gebaseerd op een mechanistisch habitatgeschiktheidsmodel. Overgenomen uit Maes et al. (2015)

In recente jaren is in de gemeenschapsecologie het paradigma in opmars waarbij de focus op soorten als afhankelijke variabelen wordt verlaten, en vervangen door hun functionele kenmerken (Mouquet et al. 2015). Het wordt bijvoorbeeld nuttiger geacht te stellen dat 'compacte planten met kleine tot afwezige blaadjes (<30 cm² bedekking) beperkt zijn tot goed gedraineerde zandgrond met > 0,3 % CaCO₃' dan dat '*Thesium humifusum* enkel in alkalische habitats voorkomt' (McGill et al. 2006). Habitatgeschiktheidsmodellen die deze functionele aanpak hanteren (inclusie van fysiologische kenmerken, dispersiekenmerken, interacties tussen soorten...) worden een pak mechanistischer, en naargelang de mate daarvan worden dan ook verschillende subtypes en 'hybriden' onderscheiden (Gallien et al. 2010, Boulangeat et al. 2012). Door de hogere mate van detail zijn mechanistische nichemodellen reeds op landschappelijke schalen toepasbaar, maar een voor het Vlaams kustduinendistrict relevant voorbeeld ontbreekt vooralsnog.

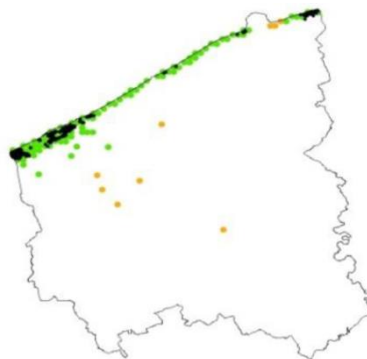
Merk tenslotte op dat modellen die zich op habitats richten (zie hoger), onrechtstreeks ook het voorkomen van een aantal indicatieve plantensoorten voorspellen.

Zoals eerder gesteld, laten (meta)populatiemodellen toe om de levensvatbaarheid van lokaal tot regionaal voorkomende (doel)soorten af te toetsen. Een dergelijk ruimtelijk expliciet (meta)populatiemodel wordt onder meer verleend door het RAMAS-pakket (Akçakaya 2002a,b; Ferson 1994). In Vlaanderen werd dit pakket ondermeer toegepast op Klein warkruid (Meulebrouck et al. 2009) en Gulden sleutelbloem (Endels et al. 2005), doch beiden buiten de duinen.

De Vlaamse kustduinreservaten zijn wel het studieterrein gebleken voor modellen naar de verbreiding van zaden door grote grazers, zowel via hun vacht (Couvreur et al. 2008) als via hun spijsvertering (D'hondt et al. 2012). Deze *individual-based models* –met de grazers als het individu– laten toe na te gaan welke plantpopulaties van langeafstandsverbreiding profiteren.

2.3.4.7. Dier en duin

Veel van de hierboven besproken modelleerstrategieën gaan ook op voor de dierlijke bewoners van het duin. Habitatgeschiktheidsmodellen variëren van empirisch (over hybride) tot mechanistisch, en van continentale schaal (voor potentieel invasieve soorten; bv. stierkikker, Ficetola et al. 2013) tot nationale schaal. Zo werden empirische habitatgeschiktheidsmodellen aangewend om kanskaarten van alle Vlaamse dagvlinders op te maken (Maes et al. 2013; Figuur 27). Ook werden in kader van de Voortoets (zie hoger) mechanistische habitatgeschiktheidsmodellen gebruikt om potentiële leefgebieden in kaart te brengen van onder meer Boomkikker, Rugstreeppad, Duinpieper en Nauwe korfslak (Maes et al. 2015).



Figuur 27 – De kanskaart van Heivlinder in West-Vlaanderen, gebaseerd op een empirisch habitatgeschiktheidsmodel. Overgenomen uit Maes et al. (2013)

Wat metapopulatiemodellen betreft, zijn naast het RAMAS-pakket (zie hoger) ook andere pakketten geschikt (bv. VORTEX, ALEX; Lindenmayer et al. 1995). Dergelijke modellen werden reeds toegepast op een aantal voor de kustduinen relevante taxa, zoals Boomkikker (Pellet 2006), Kamsalamander (Karlsson et al. 2007), Rugstreeppad (Stevens & Baguette 2008) en parelmoervlinders (Schtickzelle et al. 2005a,b).

2.3.5. Discussie

Modellen spelen meer dan ooit een rol in het wetenschappelijk bedrijf. Soms pogen modellen praktisch toepasbare *tools* te zijn, maar net zo even dienen zij een louter wetenschappelijk streven naar een beter begrip. Hun opmars is sterk gedreven door technologische ontwikkelingen (digitalisering, databeschikbaarheid en rekenkracht). Er zijn dan ook heel veel modellen beschikbaar

of in ontwikkeling, in alle disciplines, en van heel uiteenlopende aard. De hier gepresenteerde literatuurstudie is dan ook niet limitatief, wel illustratief.

Ook met betrekking tot de kust is het modellandschap heel gevarieerd. Zo zijn geomorfologische modellen veel beter ontwikkeld voor het kustfundament (erosieve processen aan zeezijde) dan voor de zeereepduinen (eolische processen aan landzijde). Neem hierbij de complexe interactie met enerzijds de vegetatie, en anderzijds menselijke verstoring, en het is duidelijk dat een geïntegreerd, predictief model voor de werking van de zeewerende duinen momenteel ontbreekt. Dit is alvast een van de voornaamste hiaten, dat verdere onderzoeks aandacht verdient.

Uit een review van het gebruik van ecologische modellen in het visserijbeleid waarschuwden Dickey-Collas et al. (2014) dat beleidsmakers, aan de ene zijde, geen utopische verwachtingen mogen hebben van wat modellen aankunnen. Anticiperende voorspellingen nemen steeds aan belang toe, en er is dan ook een risico dat deze ons eigenlijk begrip van systemen ontgroeit (Mouquet et al. 2015).

Aan de andere zijde, mogen modelleerders zich niet verliezen in de technische of inhoudelijke onderbouw van hun inspanningen, maar moeten zij de relevantie indachtig blijven (Dickey-Collas et al. 2014). Zo is de recente aandachtsverschuiving naar functionele kenmerken in plaats van plantensoorten wel nuttig (McGill et al. 2006, zie hoger) -zeker in het licht van een functionele ecosysteemvisie- maar moet uiteindelijk wél te vertalen zijn naar beleidsrelevante entiteiten (en dat kunnen soorten zijn). Hiermee gepaard is de ontsluiting van ecologische modellen een essentieel aandachtspunt. Sommige modellen zijn beschikbaar met een gebruiksvriendelijke *interface*, al dan niet in een commercieel pakket, maar voor andere is het onwaarschijnlijk dat zij in hun huidige vorm zullen worden gebruikt zonder de tussenkomst van specialisten uit het betreffende werkveld.

Hoofdstuk 3. Processen

Auteurs: Bram D'hondt, Tim Schellekens, Katrien Van der Biest

In opbouw naar de visievorming en de beoordelingsmethodiek onderscheiden we drie types processen:

1. Centraal staan de *natuurlijke* processen die essentieel zijn voor het onderhoud en functioneren van de verschillende componenten in het natuurlijk systeem, dan wel ecosysteemdiensten. Via mitigerende maatregelen kunnen zij worden uitgebouwd of gemaximaliseerd, met een veronderstelde impact op de bewuste componenten/diensten tot gevolg.
2. Vervolgens identificeren we de *antropogene* processen die aan één of meerdere ecosysteemcomponenten zijn gelinkt en zonder dewelke geen accurate visie kan worden gevormd. In tegenstelling tot natuurlijke processen, veronderstellen we hier dat geen van deze processen essentieel is voor het creëren van een duurzaam en gezond ecosysteem.
3. Processen waarvan kan worden verondersteld dat ze door kustbeleidsmakers en -beheerders niet op redelijke termijn en met redelijke inspanning binnen het tijdsvenster kunnen worden bijgestuurd. We geven ze de werknaam 'achtergrondprocessen'. Hiermee willen we enkel aanduiden dat er binnen de visievorming geen mitigerende maatregelen voor worden aangereikt, in tegenstelling tot de ander types processen. Zij worden in de visievorming dan ook als gegeven beschouwd.

De processen vormen de basis voor de visievorming. In dit hoofdstuk is het louter de bedoeling een korte omschrijving te geven van wat precies wordt verstaan onder ieder proces, teneinde de visie juist te kunnen interpreteren. De precieze rol van deze processen in het totstandkomen van natuurwaarden en ecosysteemdiensten komt gedetailleerd aan bod in Hoofdstuk 4 - Habitats en Hoofdstuk 5 - Ecosysteemdiensten.

3.1. Natuurlijke processen

Onder natuurlijke processen verstaan we autonome processen, die zich ook zonder toedoen van de mens in het natuurlijk kustlandschap voltrekken. Voor het kustecosysteem onderscheiden we 17 natuurlijke processen. We hanteren hierbij een lijn van zee naar land, en van abiotisch naar biotisch.

3.1.1. Hydrodynamiek

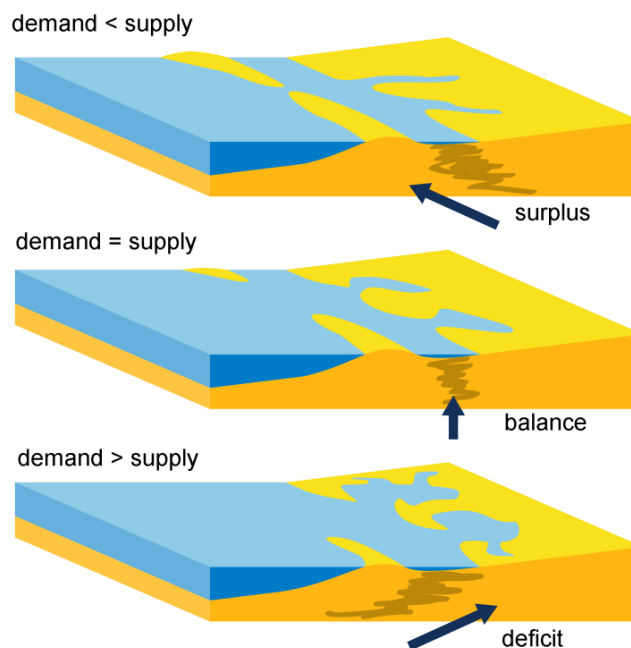
De Belgische kust wordt in belangrijke mate gedomineerd door getijden-, golfwerking en stroming. Het getij treedt op als gevolg van de zwaartekracht van de maan en de zon. De periodieke wisseling van de waterstand door het getij veroorzaakt een getijstroom. Daarnaast wordt water verplaatst in zeestromingen. Zeestromen zijn continue bewegingen van het oceaanoeverwater, voor het grootste deel veroorzaakt door de zon en wind, en door de draaiing van de aarde. Aan de oppervlakte is de stroming het sterkst, bij toenemende diepte neemt deze af en draait om. Deze hydrologische processen zijn,

zeker op grote schaal, autonoom, maar tot op zekere hoogte beïnvloedbaar op kleinere ruimtelijke schaal, bijvoorbeeld door het plaatsen van strekdammen of (grootschalige) suppleties.

Verplaatsing van water veroorzaakt golven (getijgolven en zeedeining) die een abrasieve werking hebben op bodems. Zowel (getij)stromingen als golven beïnvloeden de morfodynamiek.

3.1.2. Morfodynamiek

De Belgische kust wordt in belangrijke mate gedomineerd door getijden- en golfwerking, en stroming, welke slib, zand, organisch materiaal en nutriënten transporteren en verspreiden. Sediment vormt habitat voor bodemleven. Sedimentaire processen bepalen en beïnvloeden daarmee in belangrijke mate de ecologische processen.



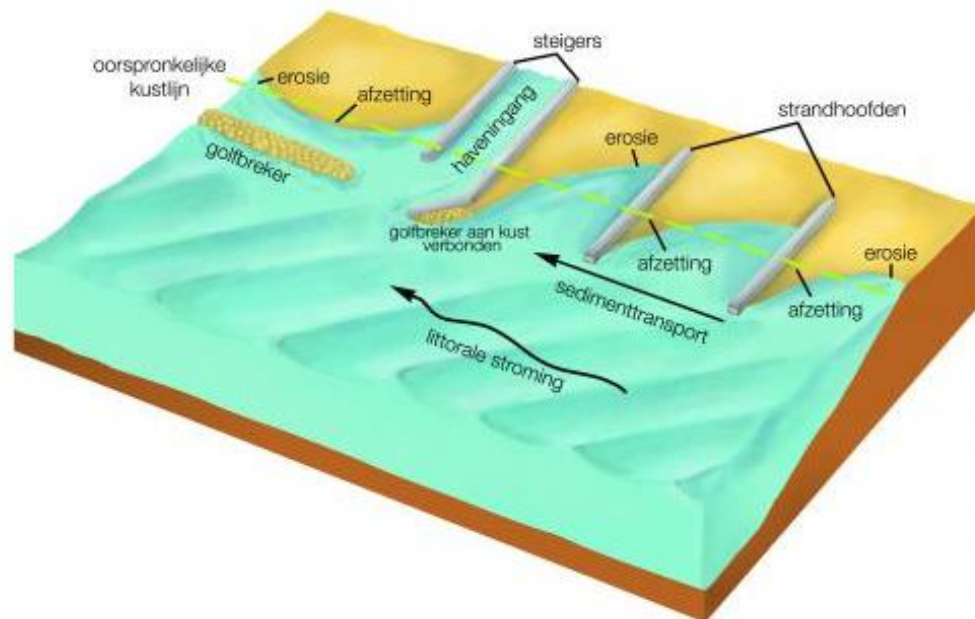
Figuur 28 – Illustratie van morfodynamiek als resultaat van verschil tussen sedimentatie (supply) en erosie (demand). Uit: Elias et al. (2015)

Voor de abiotische processen op zee geldt zandtransport als een van de meest voornamelijk habitatvormende en –veranderende processen. In tegenstelling tot op land (zie verderop), wordt zandtransport op zee voornamelijk bepaald door waterbeweging, zoals getijden en golven. Daarnaast veroorzaakt wind verstuiving van zand op het strand en op droogliggende zandbanken. Niet alleen zand-, maar ook slibtransport is vooral langs de kust een belangrijk fenomeen. Het verschil tussen sedimentatie en erosie bepaalt de morfodynamiek in een gebied (Figuur 28).

Transport van materiaal zorgt per definitie voor verandering in leefomstandigheden; daar waar het vandaan komt erodeert substraat, daar waar het sedimenteert en ingevangen wordt, wordt substraat opgehoopt. Door verschillen in leefomstandigheden verschilt ook de soortensamenstelling op die plaatsen.

Waterbeweging en dus ook transport van sediment wordt lokaal beïnvloed door structuren in water. Dit kunnen biogene structuren zoals (*Lanice*)-riffen zijn, maar ook antropogene structuren zoals strandhoofden, golfbrekers, funderingen voor windmolens en havens. De wisselwerking tussen

waterbeweging (richting en kracht), beschikbaarheid en weerstand van sediment en ruimtelijke verdeling en richting van structuren bepaalt of er sediment wordt ingevangen of erodeert (Figuur 29).



Figuur 29 – Schematische weergave van mogelijke plaatsen voor erosie en afzetting van sediment. Uit: Elias et al. (2015)

Hoewel sediment ingevangen kan worden, blijft het sediment in zee een tamelijk fluide entiteit in vergelijking met substraat op land. Daar waar sedimentatie optreedt kan het sediment ingevangen worden of op een later moment door stroming of storm weer verplaatst worden. Deze sedimentcyclus voltrekt zich overal in zee, en dit op verschillende tijdschalen.

Naast sedimentcycli van transport en sedimentatie (het dominante proces in diepe systemen), is in ondiepe kustgebieden en estuaria ook 'bedload transport' (de beweging van kiezels of grind in een laag op de bodem) van belang voor de vorming van habitats door de schurende werking van kiezels en grind over de bodem. Deze beweging is plaats- en substraatgebonden en kan enkel onderbroken worden door bodemontginning of grootschalige sedimentatie of suppletie.

3.1.3. Natuurlijke rifvorming

Natuurlijke rifvorming is een vorm van ecosystem engineering. Onder ecosystem engineering worden processen verstaan die belangrijk zijn voor de vorming van leefomgevingen en autonoom plaatsvinden. Veel van deze processen vinden plaats in reactie op de omgeving en beïnvloeden deze omgeving (in)direct positief voor het voortbestaan van de populatie (zelf-versterkend effect). Voorwaarden voor deze processen zijn voldoende geschikt habitat en productie van biota. Zo snel aan deze voorwaarden wordt voldaan vindt er zelfversterking van het habitat plaats; zo creëren biota door actieve en passieve invang van sediment, opslag van nutriënten en aantrekking van voedsel gunstige omstandigheden voor zichzelf en andere biota. Omdat dit een zelfversterkend proces is lijkt het gemakkelijk om deze in gang te zetten. Verschillende studies laten echter zien dat om bijvoorbeeld natuurlijke riffen te krijgen veel tijd, geld en moeite ingezet moet worden. Idealiter gaat men van bestaande natuurlijke structuren uit die uitgebreid worden of versterkt door daar de meest optimale omstandigheden voor te creëren (bv. geen verstoring). Zowel rifvormende aggregaties van

schelpkokerwormen (*Lanice conchilega*) als oesterbanken zijn voorbeelden van dergelijke gemeenschappen.

3.1.4. Pelagische productie

De basis van de productiviteit van het kuststelsel wordt gevormd door de productie van algen in de waterkolom (het fytoplankton). De primaire productie wordt bepaald door de aanwezigheid en aanvoer (door stroming) van algen, nutriënten (stikstof, fosfor, silicium, micronutriënten), beschikbaarheid van CO₂ en (zon)licht. Algen zijn voedsel voor zoöplankton, welke op hun beurt voedsel vormen voor diersoorten in hogere klassen.

De groeisnelheid van soorten is een autonoom proces dat gevormd wordt door de samenkomst van fysieke beperkingen van de soort en zijn leefomgeving (voedsel, ruimte, vervuiling, verstoring, etc). Elke soort heeft andere behoeften. Zelfs verschillende levenstadia van een soort kunnen verschillen in behoeften voor de leefomgeving, denk aan kraamkamers voor vissen. Wanneer niet juist in de levensbehoefte wordt voorzien zal dit effect hebben op de productie en, in het uiterste geval, op het voortbestaan van soorten. Hoewel wij de leefomgeving kunnen beïnvloeden, kunnen wij de reactie van de soort daarop niet beïnvloeden. Een streefwaarde voor primaire productie (groeisnelheid van fotosynthetiserende algen en bacteriën) voor het bereiken van een evenwichtig voedselweb, is niet te bepalen. Over het algemeen kan men wel stellen dat een hogere primaire productie basis biedt voor een groter afhankelijk voedselweb (meer biomassa), maar ook de kans op eutrofiëring en productie van schadelijke algenbloei vergroot. Aan de andere kant zijn plekken met lage productie vaak gebieden met meer bijzondere soortensamenstelling.

3.1.5. Benthische productie

Pelagische productie biedt voedsel in het pelagium, maar zakt ook uit naar de bodem om daar als voedsel te dienen voor het bodemleven (consumenten). Een belangrijk deel van de benthische secundaire productie in de zee en kustzone is dan ook afhankelijk van pelagische primaire productie als voedselbron. Pelagisch fytoplankton zakt uit en wordt in de onderste waterlaag gefilterd door onder andere schelpdieren en wormen, welke weer als voedsel dienen voor onder andere krabben en platvissen. Stroming en getij zijn van zeer grote invloed op de voedselvoorziening voor het benthos. Het voert algen aan, maar ook sediment. Filterende organismen zoals schelpdieren zijn in hoge mate afhankelijk van de inmenging van sediment op de begrazing van algen. Tot een zekere concentratie van bv. slib zullen schelpdieren het slib invangen en door middel van pseudofaeces uitscheiden en begraven. De productie van pseudofaeces kost echter tijd en energie. Een passerende slibwolk met hoge concentratie zal daarom de schelpdieren doen besluiten om niet te filteren om energie te besparen. Dit verlaagt uiteindelijk de benthische secundaire productie.

In de ondiepe kustzone, waar het licht kan doordringen tot de bodem, is de pelagische primaire productie kleiner en is er benthische primaire productie in de vorm van bv. algenmatten, hetgeen een belangrijke voedselbron is voor bodemleven, maar ook voor pelagische vissen. Doorzicht van het water speelt bij benthische primaire productie een grote rol (euphotische zone bereikt de bodem), en dus beïnvloedt sedimenttransport dit proces in belangrijke mate.

3.1.6. Transfer

De overdracht van energie en nutriënten door middel van consumptie is in grote mate afhankelijk van het type organisme en het aanbod en verhouding van nutriënten. Zo is de productie van algen minder afhankelijk van vaste nutriënten-verhoudingen dan bv. de groei van vissen (Sterner & Elser, 2002). De energieoverdracht van algen naar vissen wordt dan ook bepaald door de nutriëntensamenstelling van de begraasde algen. Omdat mensen nutriëntensamenstelling van onder andere effluent kunnen beïnvloeden kunnen we ook de transfer van energie van primaire naar secundaire productie beïnvloeden. Daarnaast kunnen nutriënten-disbalansen zorgen voor (schadelijke) algenbloei welke amper wordt overgedragen naar hogere trofische niveaus, en dus schadelijk is voor secundaire productie. Door de band is een hoog-productief systeem armer in soortensamenstelling dan een laag productief systeem omdat de hardst groeiende soort een competitief voordeel heeft. Hoewel er meer trofische niveaus aanwezig zijn in hoog-productieve systemen bestaan vooral de lagere trofische niveaus uit minder soorten (bv. algenbloei van één enkele algensoort). Daarentegen worden in laag-productieve systemen meer eisen gesteld aan het meest efficiënt verwerken van de aanwezige spaarzame voedingsstoffen (hogere efficiëntie), waardoor niet sterke groei, maar specialistische verwerking en niche-vorming een grotere rol speelt in het vormen van interacties. Omdat er geen grote groei plaatsvindt zal er ruimte en tijd zijn voor het verwerken van moeilijk te verwerken bestandsdelen.

Zeker gezien de verwachte verhoging in natuurlijke eutrofiering door klimaatverandering, zoals omschreven worden in de achtergrondprocessen (zie 3.3.1), zijn met name laag-productieve systemen kwetsbaar.

De overdracht van energie wordt ook beïnvloed door de bereikbaarheid of beschikbaarheid van voedsel. In een troebel systeem zullen zichtjagers zoals vissende vogels en roofvissen minder succes bij het jagen hebben. Hierdoor zijn prooidieren niet bereikbaar voor zichtjagers. Troebelheid verlaagt daarnaast ook de primaire productie omdat de euphotische zone wordt verkleind. Door het gebrek aan primaire productie is er ook niet veel voedsel beschikbaar voor grazende dieren die waarschijnlijk elders hun voedsel moeten halen. Ondanks dat nutriënten afdoende aanwezig zijn worden deze door het gebrek aan licht niet in primaire productie verbruikt. Hierdoor kan een volatiele nutriënten opslag ontstaan in de bodem van troebele systemen, die gevoelig is voor opwerveling.

Baggerwerkzaamheden en zand- en slibsuppleties zullen troebelheid van de waterkolom vergroten. Ook scheepvaart, door de opwerveling van substraat, zal troebelheid vergroten en daarmee transfer van energie verkleinen.

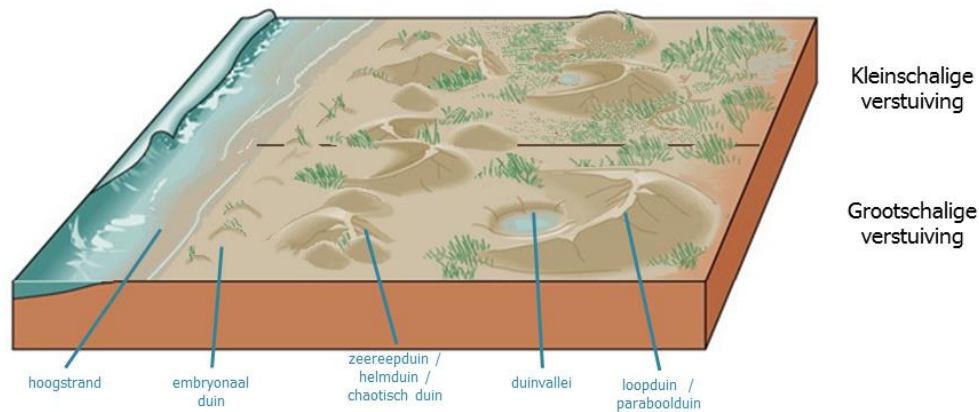
3.1.7. Primaire duinvorming

Primaire duinvorming vormt het verlengstuk van de sedimentaire processen op zee. De initiële duinvorming speelt zich af op het hoogstrand, net landwaarts van het vloedmerk (Figuur 30). Vloedmerk en duinvoet zijn dus nauw gelinkt, en dat in beide richtingen: zo vormt het vloedmerk het aanknopingspunt voor zandophoping, en zoeken de ongewervelden die het vloedmerk afbreken tijdens springvloed hun toevlucht in de duinvoet (Speybroeck et al. 2008; zie ook Hoofdstuk 3).

In realiteit blijkt het behoud van primaire duinvorming een belangrijk knelpunt aan de Vlaamse kust. Met name strandrecreatie en machinale strandreiniging hebben een rechtstreekse, vernietigende invloed op de de vorming van bestendige vloedmerken zowel als de daaruit ontspruitende duintjes.

3.1.8. Grootschalige verstuiving

Verstuivingsprocessen zijn grootschalig indien hun intensiteit niet toelaat dat er zich een gesloten vegetatiedek vormt, waardoor het minerale zand aan de oppervlakte komt te liggen (van Haperen 2009). We beschouwen dergelijke verstuiving als verschillend van kleinschalige verstuiving, omdat ze voor habitats en diensten heel anders kan uitdraaien (Figuur 30).



Figuur 30 – Groot- versus kleinschalig stuivend duinlandschap. Dat verschil is niet erg duidelijk in de figuur

Grootschalige verstuiving is de norm voor de optimale ontwikkeling van helmduinen, gelet op de bijzondere interacties tussen zandaanvoer en de vitaliteit van helm. Met hun bijzondere aanpassingen kunnen ook soorten van mosduinen goed met grootschalige verstuiving om (mossen, korstmossen, éénjarige vaatplanten...; zie ook Hoofdstuk 3).

Verder zijn loop- en paraboolduincomplexen typerende elementen van grootschalig stuivende landschappen. Paraboolduinen kunnen spontaan ontstaan vanuit windkuilen in de zeereep, waarbij het afsterven van overstoven vegetaties en het daardoor vrijgemaakte zand het duin verder doet aanzwellen. Deze positieve terugkoppeling kan aldus het volume zowel als de migratiesnelheid van het duin steeds verder doen toenemen. In de Middeleeuwse duinen van Zeeland zou over twee eeuwen aldus een snelheidstoename van 3 tot 25 meter per jaar zijn bereikt (Beekman 2007 in van Haperen 2009).

Het centraal stuifduin van De Westhoek vormt in deze een voor Vlaanderen emblematisch voorbeeld. Het was tot voor kort de nagenoeg enige locatie waar grootschalige verstuiving in de binnenduinen nog optrad. Sinds het begin van deze eeuw lijkt het stuifduin echter tot een gefixeerde staat te zijn overgegaan (Provoost et al. 2011).

3.1.9. Kleinschalige verstuiving

Verstuivingsprocessen zijn kleinschalig indien de vegetatie het verstuiven kan bijhouden door bijvoorbeeld de vorming van uitlopers of kolonisatie van kale plekken (Figuur 30, van Haperen 2009). Door de lichte overstuiving die plaatsvindt, is de minerale fractie in de humuslaag relatief hoog (en al dan niet volgens een terugkerend patroon doorheen het bodemprofiel). Deze bodems hebben een relatief gunstige vocht- en nutriëntenvoorziening, waardoor duingraslanden zich kunnen ontwikkelen, zij het in afwisseling met open zand en mosduin.

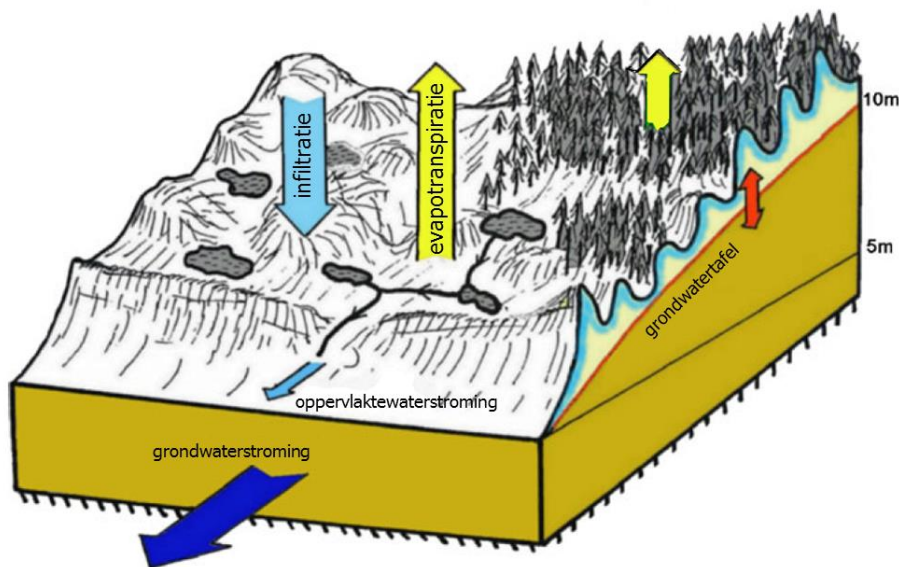
De dynamiserende processen bij kleinschalige verstuiving worden ondersteund door kleine grazers (konijnen), grote grazers en de mens. De stabiliserende processen worden ingegeven door een

compensatorische, soms overcompensatorische, groeirespons van de getroffen planten. Naast de gekende verstuiwingsresistente planten is dergelijk gedrag immers ook voor soorten zoals geel walstro, kleine tijm, schapengras en gewone rolklaver bekend (Maun 1998, Kent et al. 2001). Het hierdoor herstellend vegetatiedek onderhoudt dan weer de grazers, en zo kan de balans tussen beide types processen stabiel blijven bestaan. Indien deze balans wordt verstoord, dreigt het landschap tot een gefixeerde staat over te gaan. Bewijs hiervoor lijkt te worden gegeven door het herstel van konijnpopulaties na de virusepidemie uit de jaren negentig: in tegenstelling tot oorspronkelijk dense populaties, lijken diffuse populaties zich moeilijk tot niet te herstellen en dit is deels te wijten aan een ongunstiger geworden vegetatie (Drees et al. 2015).

3.1.10. Infiltratie en evapotranspiratie

De natuurlijke waterhuishouding van de duinen omvat verscheidene processen. De hoeveelheid atmosferisch water dat het systeem binnendringt (infiltratie) wordt in belangrijkste mate gestuurd door evapotranspiratie, waarbij de aanwezigheid en aard van de vegetatie bepalend zijn. Planten spelen op uiteenlopende wijzen aan de waterbalans bij (bovenop de in- en uitstoot van water via fotosynthese en respiratie). Aan de ene zijde wordt hemelwater dat via de wortels uit diepere lagen wordt opgepompt, of dat door het bladerdek wordt onderschept, aan een verhoogde verdamping blootgesteld. Aan de andere zijde verhinderen strooisel- en wortellaag dat water snel doorheen het zand wegzijgt (waterretentie). De infiltratie van bossen bedraagt ongeveer de helft van dat in onbegroeid duin (zie ook Hoofdstuk 5).

Verschillende habitats, zoals duinvalleien en habitats aan de binnenduintrand zijn rechtstreeks van hoge grondwaterstanden afhankelijk. Een kunstmatig verlaagde grondwatertafel legt dan ook een druk op aan deze habitats. Wijzigingen in neerslag- en temperatuurregimes leggen hier evident een extra onzekerheid op. Curelli et al. (2013) voorspellen alvast een ernstige verdroging van natte duinvalleien in Groot-Brittannië.



Figuur 31 – Schematische voorstelling van een duinsysteem met zijn hydrologische componenten (naar Clarke et al. 2010)

3.1.11. Bodemontwikkeling en gasemissies

Binnen de eigenlijke kustduinen is de variatie in bodemtextuur beperkt (zand), maar in andere parameters toch aanzienlijk. Zo resulteert de eerder genoemde ontkalking door plantenfysiologische en atmosferische werking (zie ook Hoofdstuk 3) in pH-waarden van <4 tot >8, wat het bereik van zure heide-, tot basische kalkgraslandwaardige habitats overspant. Ook in humus-, vocht- en nutriëntgehalte is er van nature een belangrijke verscheidenheid (Provoost et al. 2004).

De bodem wordt gekenmerkt door verschillende bodemchemische processen die in belangrijke mate het functioneren bepalen van kustduinen. Zo is er een toename van stikstof met voortschrijdende successie (Olff et al. 1993), en een oppervlakkige ontkalking van duinzanden in de tijd. De koolstof- en nutriëntenopslag in bodems is afhankelijk van de balans tussen input en afbraak van afgestorven planten en dieren, en in de slikken en schorren ook door opslibbing (zie ook Hoofdstuk 5). De anaërobe afbraak van organisch materiaal in slikken, schorren en moerassen veroorzaakt dan weer gasemissies (methaan en lachgas).

Bodem bewerking heeft deze kenmerken op lokale schaal uiteraard sterk gewijzigd. Toch mag worden gesteld dat de oorspronkelijke variatie van duinbodems huidig nog grotendeels terug te vinden is. Dit is onder meer te danken aan het relatief lage landbouwgebruik, de sterk gebufferde bodems en de dominante westenwinden, waardoor kustbodems relatief minder te lijden hebben gehad van bv. atmosferische stikstofdepositie (VMM 2016).

3.1.12. Denitrificatie

Biologische denitrificatie is het proces waarbij nitraat door bacteriën wordt omgezet in stikstofgas. Deze laatste stap verwijdert stikstof definitief uit het water. Dit proces vindt plaats in de meeste ecosystemen maar de mechanismen die eraan ten grondslag liggen, kunnen verschillend zijn. Denitrificatie gebeurt in microsites van goed gedraineerde bodems van bossen, graslanden en landbouwgronden, in gedeeltelijk tot volledig waterverzadigde bodems, in kwelgebieden, oeverzones, sedimenten van rivieren en zeebodem, intertidale en subtidale sedimenten van estuaria enz.

Twee belangrijke randvoorwaarden voor denitrificatie zijn de aanwezigheid van een grens (in ruimte of in tijd) tussen zuurstofrijke en zuurstofarme condities, en de beschikbaarheid van organisch materiaal. Denitrificatie kan plaatsvinden in waterverzadigde bodems en moerassen waar zuurstofrijk oppervlaktewater en zuurstofarm grondwater elkaar ontmoeten, in getijdegebieden waar zuurstofarme condities (overstroomd) afwisselen met zuurstofrijke (niet-overstroomd) condities en in de zeebodem waar zuurstofrijk sediment van de bovenste lagen overgaat in zuurstofarm sediment van diepere lagen.

3.1.13. Vegetatieontwikkeling

Uiteraard kan de ontwikkeling van vegetaties niet los worden beschouwd van alle overige, hier beschreven processen. Vegetaties belichamen bij uitstek de locatiespecifieke context ((micro)klimaat, geomorfologie, (micro)reliëf, waterhuishouding, bodem, landgebruik, beheer...), maar hun soortenpallet wordt ook door een aantal interne processen en interacties gereguleerd.

Indien ongehinderd, verloopt de spontane successie voor de droge duinen in grote lijnen volgens de serie mosduin-duingrasland-duinstruweel-duinbos, en in de natte duinen is er een vergelijkbare verbossing. Met deze opeenvolging neemt ook de primaire productie toe, en dus de totale biomassa en bovengrondse koolstof- en nutriëntenopslag (zie ook Hoofdstuk 5).

De serie van mosduin naar duinbos kan evenwel worden onderbroken of omgekeerd onder dynamiserende processen, hetzij natuurlijk of mens-gestuurd, hetzij abiotisch of biotisch. In dit opzicht is het belangrijk aan te stippen dat de climaxvegetaties aan de Vlaamse kust nooit over grote oppervlaktes hebben voorgekomen, en dit vooral door begrazing. Het ontstaan van het kustgebied speelt zich immers compleet af binnen het Holoceen, en de duinen (of hun voorgangers, bv. strandwallen; MKL 2013) zijn dan ook van meet af aan, en over het grootste deel van hun bestaan, bewoond én beweid geweest. Het wegvallen van deze grazers in het midden van vorige eeuw manifesteerde zich dan ook meteen in een intense verstruweling.

De rol van competitie in successie en overige habitatveranderingen is genoegzaam bekend. Het tegengestelde proces, waarbij soorten elkaar bevorderen (facilitatie), is minder bekend en begrepen, maar niet minder van belang. Zo is uit de Westkust gekend dat ‘smakelijke’ plantensoorten voor grazers worden afgeschermd door ‘onsmakelijke’ soorten (Bossuyt et al. 2005). Maar het kan ook subtieler. Zo is van de sterk bedreigde Zwarte knobbies bekend dat haar zuurstofhuishouding de nutriëntenbalans danig beïnvloedt, dat zij vroeg-successieve duinvallei-soorten bevoordeelt en laat-successieve soorten benadeelt (Adema et al. 2005). De soort is daarmee een voorbeeld van een sleutelsteen-soort, die gegeven haar abundantie een onevenredig groot effect op andere soorten uit de gemeenschap heeft. Het belang van dergelijke soorten is evident, maar zoals het voorbeeld ook aangeeft, jammer genoeg ook moeilijk te doorgronden.

Terugkoppelingsmechanismen kunnen successie dus versnellen (bv. als ‘smakelijke’ boomsoorten worden afgeschermd), maar ook afremmen. De soortidentiteit overstijgend, kan algemeen wel gesteld worden dat de vestiging van planten positief terugkoppelt aan de gunstigheid van het milieu voor planten, en dit vormt de belangrijkste reden waarom duinen langdurig en stabiel in een gefixeerde – in plaats van stuivende – staat kunnen blijven bestaan (van Haperen 2009).

3.1.14. (Meta)populatiedynamiek

Opdat een soort blijvend aanwezig kan zijn, moet op regionale schaal een geschikte populatiestructuur worden bereikt. Dit betekent dat de effectieve populatiegrootte voldoende individuen omvat, dat deze over een voldoende ruim areaal zijn verdeeld (hetzij als clusters, doorlopend of iets daartussenin), én er voldoende uitwisseling plaatsvindt. In tegenstelling tot het vorige proces, begrijpen we onder ‘(meta)populatiedynamiek’ dan ook de organiserende processen die *binnen* soorten optreden.

Het optimale aantal individuen en de manier waarop deze ruimtelijk verspreid moeten zijn, is moeilijk te definiëren. Dit bewijst het voorbeeld van duizendguldenkruid, waarvan grote en goed verbonden populaties binnen Ter Yde aantrekkelijker bleken voor een specialistische vedermot dan kleine en geïsoleerde populaties. Deze laatste werden vaker gespaard, maar indien aangetast, ondervonden zij per capita wel meer schade. De mot vaart dus wel bij grote plantpopulaties; voor de plant is populatieomvang niet van belang (De Crop et al. 2012). Verspreidingspatronen en populatiegroottes van verschillende soorten haken dus ineens, en alle interacties binnen een gemeenschap in acht genomen, is het duidelijk dat het resulterend plaatje complex en moeilijk voorspelbaar is.

Bovenvernoemde uitwisseling -hetzij als individuen, hetzij als stuifmeel, zaden, sporen...- is essentieel in de (re)kolonisdynamiek van soorten. In een natuurlijk systeem kunnen extinctions van lokale populaties immers worden getolereerd - zeker waar het dynamische habitats betreft - zolang de omvattende (meta)populatie voldoende buffering biedt. Ook in minder extreme condities is uitwisseling van groot belang, met name voor het behoud van de genetische diversiteit binnen een soort. Waar uitwisseling stilvalt, loeren genetische drift en inteelt om de hoek. Beide processen

beïnvloeden de gendiversiteit negatief, en kunnen op lange termijn de levensvatbaarheid van de soort hypothekeren. Zij zijn voorname processen voor de zogenaamde extinctieschuld, waarbij het lokale verdwijnen van een soort door verleden processen is ingezet, maar nog niet is voltrokken. Voor welke soorten deze schuld nog moet worden 'betaald', is een moeilijk te beantwoorden hamvraag (Adriaens et al. 2006).

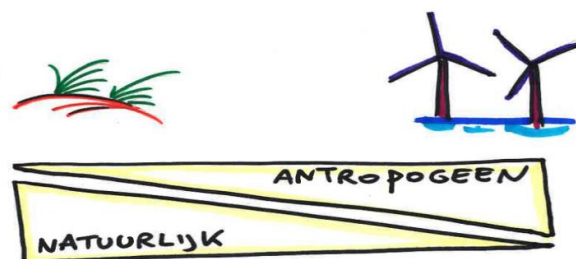
Als de dispersiecapaciteiten van een soort het toelaten, kan kolonisatie van, en uitwisseling tussen, habitatvlekken spontaan verlopen. Voorwaarde is dat ook aan de habitatvereisten is voldaan, en een optimale inrichting van groei- en leefplaatsen is dan ook wat het klassiek natuurbeheer zich tot kerntaak heeft gesteld. In toenemende mate is echter duidelijk gebleken dat dispersie bij vele taxa gelimiteerd is, en des te meer in gefragmenteerde landschappen.

Dan nog kan het nodig blijken de verspreiding van soorten een duwtje in de rug te geven. Voor vaatplanten kan verbreiding tot op zekere hoogte worden gestuurd door een slimme inzet van vectoren, in casu grote grazers en maaimachines. Uit uitgebreid onderzoek uit onder meer de kustduinen blijkt immers dat runderen, schapen en paardachtigen zaden van een meer dan aanzienlijke soortenpoule met zich meedragen (Cosyns 2004, Couvreur & Hermy 2002, Couvreur et al. 2004). Wilde dieren zoals ree (Albert et al. 2015) en vos (D'hondt et al. 2011) doen dit ook, maar hun dieetkeuze weerspiegelt zich in een andere en beperktere soortenset. Ook arthropoden liften in beperkte aantallen en over beperkte afstand met de vacht van grazers of maaimachines mee; anekdotisch zijn zelfs hagedissen in schapenvacht gevonden (Fischer et al. 1996).

Sowieso leggen de verwachte klimaatwijzigingen een grote effectsonzekerheid op tal van biotische processen. Alleen al bij planten zijn de primaire en secundaire effecten van het klimaat, rechtstreeks of onrechtstreeks, gelinkt aan het voorkomen, de kieming, productie, stofwisseling, bloei, bestuiving, vruchtzetting en verbreiding. Individuele soorten en hun interacties kunnen dus op tal van wijzen worden getroffen, met een potentiële cascade in hun gemeenschap tot gevolg (Hughes 2000, Walther et al. 2002). Het is vooralsnog heel moeilijk te oordelen wat dit voor een duurzaam kustecosysteem in Vlaanderen betekenen zal. Een goede opvolging en gepast handelen is hier de boodschap.

3.2. Antropogene processen

Onder antropogene processen worden die processen bedoeld die door de mens worden gestuurd en uitgevoerd. Uiteraard zijn uiteindelijk bijna alle processen door de mens beïnvloedbaar, maar hier beperken we ons tot processen waarvoor de invloed rechtstreeks geldt. Het onderscheid natuurlijk-antropogeen is een werkvorm; in realiteit is het onderscheid zelden zo sterk (Figuur 32). In Tabel 9 wordt beknopt beschreven wat in deze visie wordt verstaan onder antropogene processen (17 in totaal). Hoe deze leiden tot de totstandkoming van ecosystemendiensten en hoe zij in wisselwerking staan met het ecosysteem wordt in meer detail besproken in Hoofdstuk 5.



Figuur 32 – Natuurlijke en antropogene processen als een continuum

Tabel 9 – Definiëring van antropogene processen die in de visie aan bod komen

Antropogeen proces	Definitie
Sedimentextractie	De extractie van zand en grind van zandbanken, in hoofdzaak voor gebruik in de bouwsector en kustverdediging. Habitat ter plekke van de extractie wordt vernield. Een bijkomend effect van sedimentextractie is de pluim van fijn sediment die tijdens het baggeren ontstaat (Van Lancker en Baeye 2015).
Storting baggerspecie	Sediment afkomstig van de uitgraving van vaargeulen (meestal fijn sediment) en de aanleg van infrastructuur op zee. Wordt in sommige gevallen gebruikt, zoals voor plaatrandstortingen in de Westerschelde, aanleggen van eilanden (Vlaamse Baaien), ... Gezien de fijne korrelgrootte van baggerspecie zal deze lang in suspensie blijven in hydrologisch dynamische gebieden zoals de open kust.
Bodemberoerende bevissing	De visvangst die gebruik maakt van technieken die het bodemoppervlak verstoren, zoals de boomkorvisserij met gebruik van wekkerkettingen. Doelsoorten zijn soorten die vlakbij het bodemoppervlak leven zoals platvissen en garnaal. Een belangrijke ontwikkeling in de demersale visserij is het gebruik van elektrische pulsen om bentische soorten (vis en garnalen) uit het sediment op te schrikken, en zo weg te vangen zonder gebruik te maken van het fysisch omwoelen van de bodem. De sumwing (garnalen) en pulskor (demersale vis) zijn hiervan de bekendste voorbeelden.
Pelagische bevissing	Visvangst in de waterkolom, van het oppervlak tot vlak boven de zeebodem, maakt gebruik van onder andere hengels en zweefnetten. Courant beviste soorten zijn kabeljauw, makreel, haring en sprat. De pelagische visserij in het Belgisch deel van de Noordzee beperkt zich grotendeels tot sportvisserij.
Artifiële rifvorming	<p>Alle vormen van artificeel hard substraat die in zee (onder de hoogwaterlijn) worden aangelegd (bv. golfbrekers, strekdammen, funderingen van windmolens...). Over het algemeen bieden harde substraten houvast tegen sterke stroming en golfwerking voor rifvormende soorten zoals mosselen en oesters. Deze kolonies van schelpdieren groeien goed op, zijn relatief gezond en zijn minder gevoelig voor predatie. Hierdoor vormen ze ook nageslacht dat verspreid wordt in de omliggende wateren.</p> <p>Harde substraten herbergen een fauna en flora die significant verschillend is van de fauna in het omliggend zacht substraat (Vanagt et al. 2014), en worden gekenmerkt door een hoge biodiversiteit.</p> <p>Harde substraten zijn van nature zeldzaam aan de Vlaamse kust, en het is dan ook weinig verwonderlijk dat zij hotspots vormen voor de vestiging van uitheemse soorten (Kerckhof et al. 2007). Dit is nog meer het geval voor havens, gelet op de talrijke menselijke activiteiten die als introductieroutes voor soorten kunnen dienen, zoals met ballastwater van schepen (López-Legentil et al. 2015).</p>
Zandopspuiting	<p>Zand dat kunstmatig neergelegd wordt met begraving van bestaand habitat (in zee, op vooroevers, strand of duinen). Tot op heden is dit zand in hoofdzaak afkomstig van extracties op zandbanken (zie sedimentextractie). Het zand kan in principe verschillende korrelgroottes hebben maar gewoonlijk gaat het om relatief grof zand (resistentie tegen winderosie).</p> <p>Naast directe begraving van benthos leidt zandopspuiting ook tot vertroebeling, verandering in helling en droogvalduur (Van Speybroeck et al. 2008a). Afhankelijk van het type zand waarmee gesuppleerd wordt, de helling van de suppletie en de droogvalduur, treedt rekolonisatie van de meeste soorten echter zeer snel terug op, soms al binnen enkele weken (Holzhauer et al. 2015). Er is een direct verband</p>

Antropogeen proces	Definitie
	tussen de herstelmogelijkheden voor bodemfauna en hoe dicht het suppletiezand het autochtone zand benadert (Van den Eede 2014).
Drainage	Onder drainage verstaan we de kunstmatige afvoer van overtollig of als hinderlijk ervaren water, ten behoeve van voornamelijk bebouwing en landbouw, door middel van drainagegrachten. Drainage leidt tot een verlaging van het grondwater in de omgeving van de drainagegracht.
Wateronttrekking	Water dat lokaal uit de zoetwaterbel onder de duinen wordt geëxtraheerd voor rechtstreekse nutsdoeleinden, zoals voor drinkwater, teelten of industriële toepassingen. Wateronttrekking leidt tot een kegelvormige verlaging van het grondwater rondom de wininstallatie.
Kunstmatige infiltratie	Het doelbewust infiltreren van voorgefilterd water in duinzanden, met oog op zuivering en drinkwaterproductie. Kunstmatige infiltratie wordt in Vlaanderen toegepast om de verlaging van de grondwatertafel als gevolg van waterwinning tegen te gaan in daarvoor gevoelige duinhabitats.
Bodemverrijking	Onder bodemverrijking verstaan we zowel de rechtstreekse toevoeging van nutriënten aan de bodem (naast stikstof- onder meer ook kalium- en fosforverbindingen) voor de productieverhoging van voornamelijk landbouwgewassen, als de depositie van atmosferisch stikstof. Stikstofdepositie, de aanvoer van stikstofoxiden (NO_x) en ammoniakale verbindingen (NH_3) vanuit de atmosfeer naar de bodem, wordt binnen Vlaanderen vooral door de landbouw en transport aangestuurd (MIRA 2014). Een dergelijke toevoer van dit nutriënt kan de competitieve balans, en daarmee de samenstelling van de vegetatie, drastisch wijzigen. In de kuststreek bedraagt de atmosferische stikstofdepositie minder dan 25 kg N/ha, een sterk contrast met de rest van de provincie West-Vlaanderen. De kritische vermestingslast van habitats in het kustduinendistrict is daarbij huidig weinig tot niet overschreden. Vermesting hangt ook nauw samen met verzuring en de vorming van ozon (dat ook weer een broeikasgas is), maar ook hier werden in het recente verleden geen overschrijdingen vastgesteld (MIRA 2014).
Natuurbeheer	Natuurbeheer is een rekbaar begrip, maar is er in zijn meest kenmerkende vorm op gericht om de vegetatieontwikkeling of de (meta)populatiedynamiek van soorten via menselijke maar minimale inmenging te ondersteunen, waar nuttig of nodig geacht. Op het land spelen natuurtechnische ingrepen zoals maaien, grazen, kappen, branden, graven en plaggen daarbij een essentiële rol. Met name het maai- en graasbeheer wordt in kustduinhabitats veelvuldig toegepast, en is er op gericht vroeg-successieve stadia te onderhouden (kruidenrijke duingraslanden, pionierende duinvalleivegetaties...). Begrazing vult hiermee de leemte op die is ontstaan na het wegvallen van de beweiding met vee voor het zelfonderhoud van de lokale bewoners (zie hoger). Enkel voor duinvoet, helmduinen, duinstruweel en –bos wordt dergelijk beheer als minder essentieel beschouwd, al kan de inzet van grote grazers de natuurwaarden ook hier ten goede komen.
Intensieve begrazing	De beweiding van vee voor productiedoeleinden (gemiddeld 5 grootvee-eenheden per hectare, zich daarmee differentiërend van de extensieve begrazing uit het natuurbeheer). Veeveelt is een belangrijker landbouwactiviteit in de Vlaamse duinen dan akkerbouw (de oogst van intensief geteelte cultuurgewassen. De bovengenoemde bodemverrijking gebeurt doorgaans met oog op deze activiteiten.
Landbouwteelt	Het gebruiken van bodems voor teelt ten behoeve van menselijke consumptie, sierteeltgewassen, veevoeder of energiegewassen. Dit kan zowel teelt zijn waarbij

Antropogeen proces	Definitie
	gebruik wordt gemaakt van bestrijdingsmiddelen en meststoffen, als meer biologische vormen van landbouw. Het gebruik van meststoffen wordt als een apart proces in rekening gebracht (bodemverrijking).
Biologische invasies	De sterke areaalsuitbreiding van soorten die door toedoen van de mens zijn geïntroduceerd (moedwillig of niet), en een nadelige impact blijken te hebben op tenminste één van volgende gebieden: biodiversiteit en ecosystemen, land- en tuinbouw, volksgezondheid, of infrastructuur. Biologische invasies vormen daarmee een uitbreiding van het klassieke concept van 'pestsoorten', en zijn dus per definitie negatief voor bovengenoemde sectoren. Invasieve, uitheemse soorten worden zowel in het mariene als terrestrische milieu gevonden.
Betreding	Het fysiek betreden van habitats door de mens, vee of machines. Betreding kan potentieel nadelige effecten hebben op vegetatie of bodem, al kan het – mits met mate - ook een noodzakelijke verstoring voor bepaalde habitats betekenen.
Rustverstoring	Verstoring van rust voor onder meer grondbroedende vogels of rustende zoogdieren door betreding, geluidsoverlast of visuele storing.
Verstening	Zoals gesteld onder paragraaf 3.3 Achtergrondprocessen, beschouwen we wel de bevolkingsgroei als gegeven, maar niet het ruimtebeslag dat daarbij onder een <i>business-as-usual</i> -scenario valt te verwachten. De versteningsgraad geeft de mate aan waarmee de bodem (boven de hoogwaterlijn) fysiek bedekt is met "steen" (gebouwen, parkings, fietspaden, dijken, infrastructuur...). Dit is verschillend van 'verstedelijking' (de inname van kadastrale percelen met een functie verbonden aan een constructie), maar is er wel sterk mee gecorreleerd. Bij de visievorming van Coppens et al. (2014) werden het klimaat en de verstedelijking alvast als de belangrijkste uitdagingen voor het behoud van de ecologische kwaliteit van de kuststreek genoemd.

3.3. Achtergrondprocessen

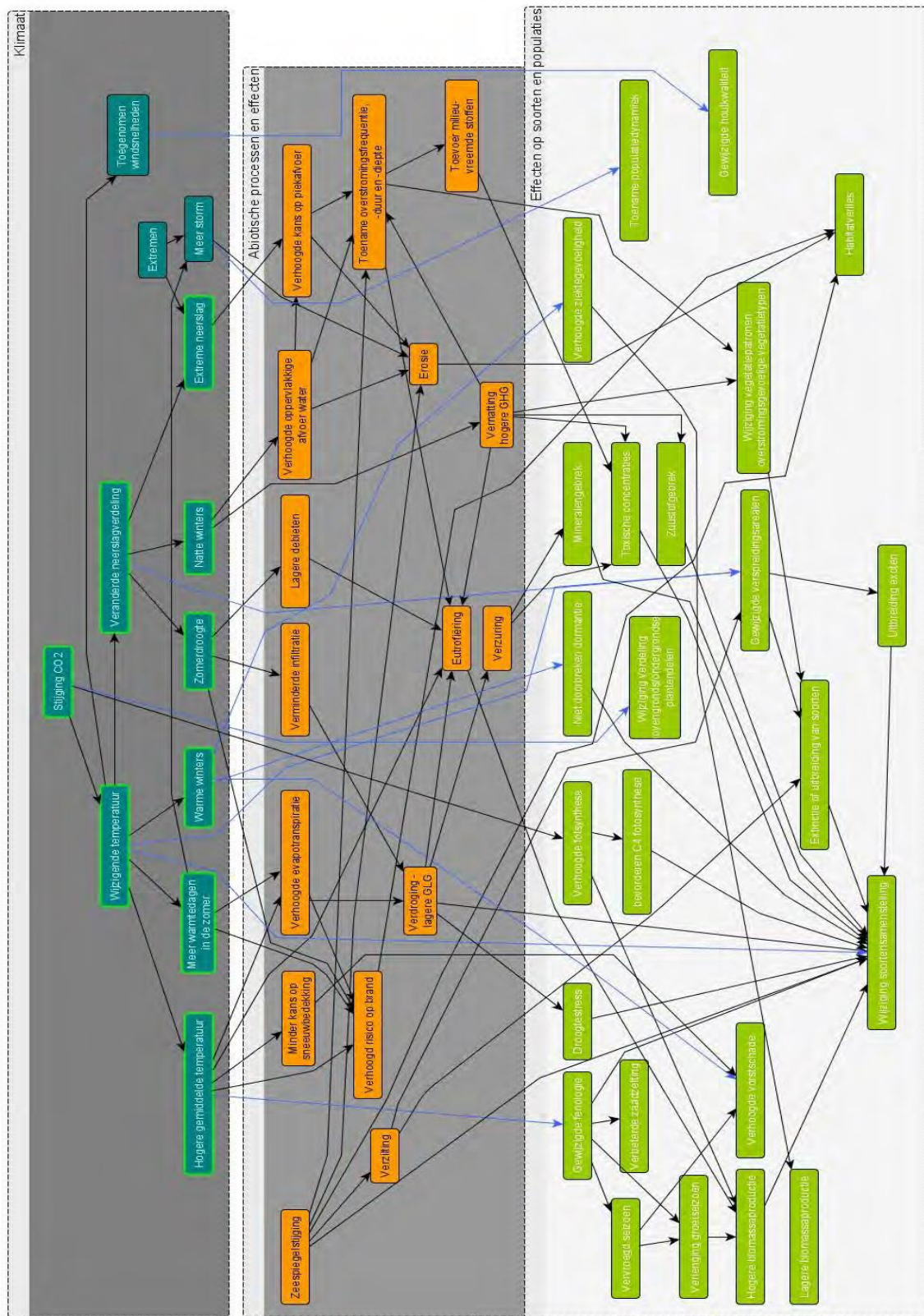
Een aantal processen zijn van dergelijk grote schaal in tijd en ruimte, dat hun aanwezigheid als gegeven kan worden beschouwd, en dat zich de mogelijkheid noch de wens stelt om in te grijpen. We denken daarbij aan het optreden van eb en vloed, de aanwezigheid van zand, maar ook van mensen... Zij vormen de premisses, of het kader waarbinnen de ecosysteemvisievorming opereert.

Enkele processen zijn dan weer eerder kenmerkend voor de recente geschiedenis en nabije toekomst, doch zijn ook beperkt in hun bijsturingsmogelijkheden op de gestelde tijdshorizont. Zijzelf blijven bijgevolg buiten *vizier*, maar in de ecosysteemvisievorming wordt er wel rekening gehouden met de impact van deze processen op maatschappelijke behoeften. Het gaat om klimaatwijziging, bevolkingsgroei en havenontwikkeling.

3.3.1. Klimaatswijziging

Dé drijfveer van de klimaatverandering is zoals bekend een stijging van broeikasgassen, waaronder het CO₂-gehalte, in de atmosfeer. Dit heeft rechtstreeks een impact op temperatuur, neerslag en wind. Onrechtstreeks veroorzaken de veranderingen in deze klimaatfactoren een hoop secundaire effecten op ecosysteemprocessen (infiltratie, evapotranspiratie, erosie, eutrofiëring) die veranderingen teweegbrengen in oa. zeeniveau, grondwaterstand, biomassaproductie en soortensamenstelling. Concreet voor het mariene ecosysteem is één van de secundaire gevolgen het verzuren van de oceanen.

Hieronder wordt een samenvatting gemaakt van de belangrijkste primaire en secundaire effecten langs de Vlaamse kust, die reeds waargenomen worden of waarover grote consensus bestaat dat deze in de toekomst zullen optreden (Figuur 33). Tabel 10 geeft een overzicht van de scenario's van klimaatverandering en een aantal secundaire effecten. Ook in het CcASPAR-project wordt van deze scenario's vertrokken (De Waegemaeker et al. 2013). In het kader van dit project wordt vertrokken van een warm scenario met een zeespiegelstijging van 93 cm (W of W+). Er werd daarbij geopteerd voor het W+ scenario met een daling van de zomerneerslag omdat dit het best overeenkomt met de meest recente voorspellingen (Van der Aa 2015). De doorslag naar ecosysteemprocessen en –diensten wordt verder in het rapport besproken.



Figuur 33 – Algemeen overzicht van de primaire en secundaire gevolgen van klimaatverandering op klimaatdrivers, abiotische ecosysteemprocessen en soorten in Vlaanderen (Van der Aa et al. 2015). Voor de groen omkaderde klimaatfactoren is er een bewijs of is er grote eensgezindheid over de kans. Een blauwe pijl geeft een direct biotisch effect van een klimaatfactor

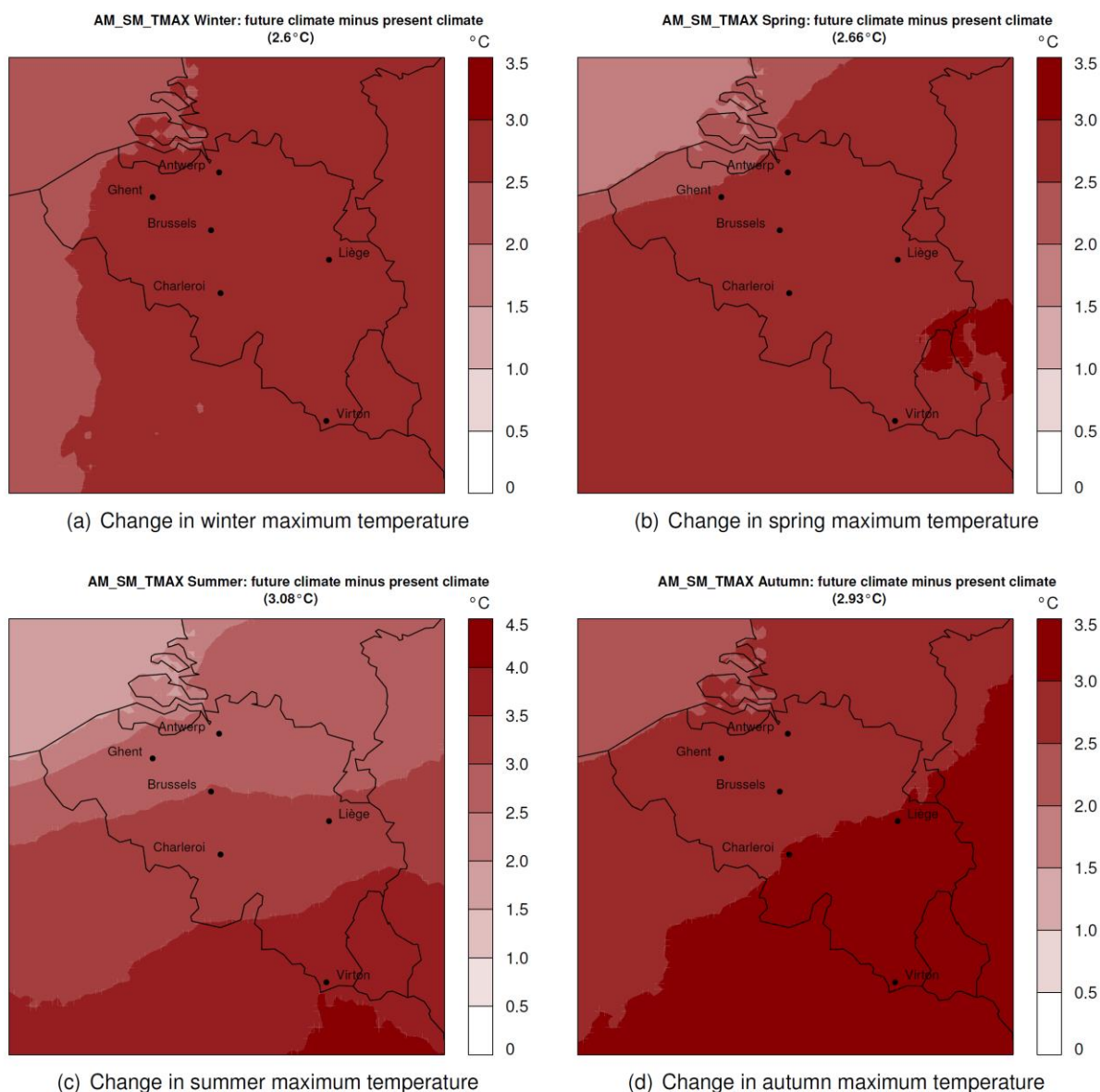
Tabel 10 – Scenario's van klimaatveranderingen tegen 2100 (Ponsar et al. 2007). Het W+ scenario wordt hier als uitgangsbasis gebruikt. M = gematigd scenario, W= warm scenario, + = met gewijzigde luchtcirculatie en dus meer droogte, WCS = worst case scenario

	M	M+	W	W+	WCS
Luchttemperatuur	+ 2° C	+ 2° C	+ 4° C	+ 4° C	+ 4° C
Zeewatertemperatuur	+ 2,5° C	+ 2,5° C	+ 3,5° C	+ 3,5° C	+ 3,5° C
Verandering luchtcirculatie	nee	ja	nee	ja	ja
Windsnelheid	0%	+ 4 %	- 2 %	+ 8 %	+ 8 %
Winterneerslag	+ 8 %	+ 14 %	+ 16 %	+ 28 %	+ 28 %
Zomerneerslag	+ 6 %	- 20 %	+ 12 %	- 40 %	- 40 %
Gemiddeld zeeniveau	+ 60 cm	+ 60 cm	+ 93 cm	+ 93 cm	+ 200 cm

3.3.1.1. Primaire effecten

Temperatuur

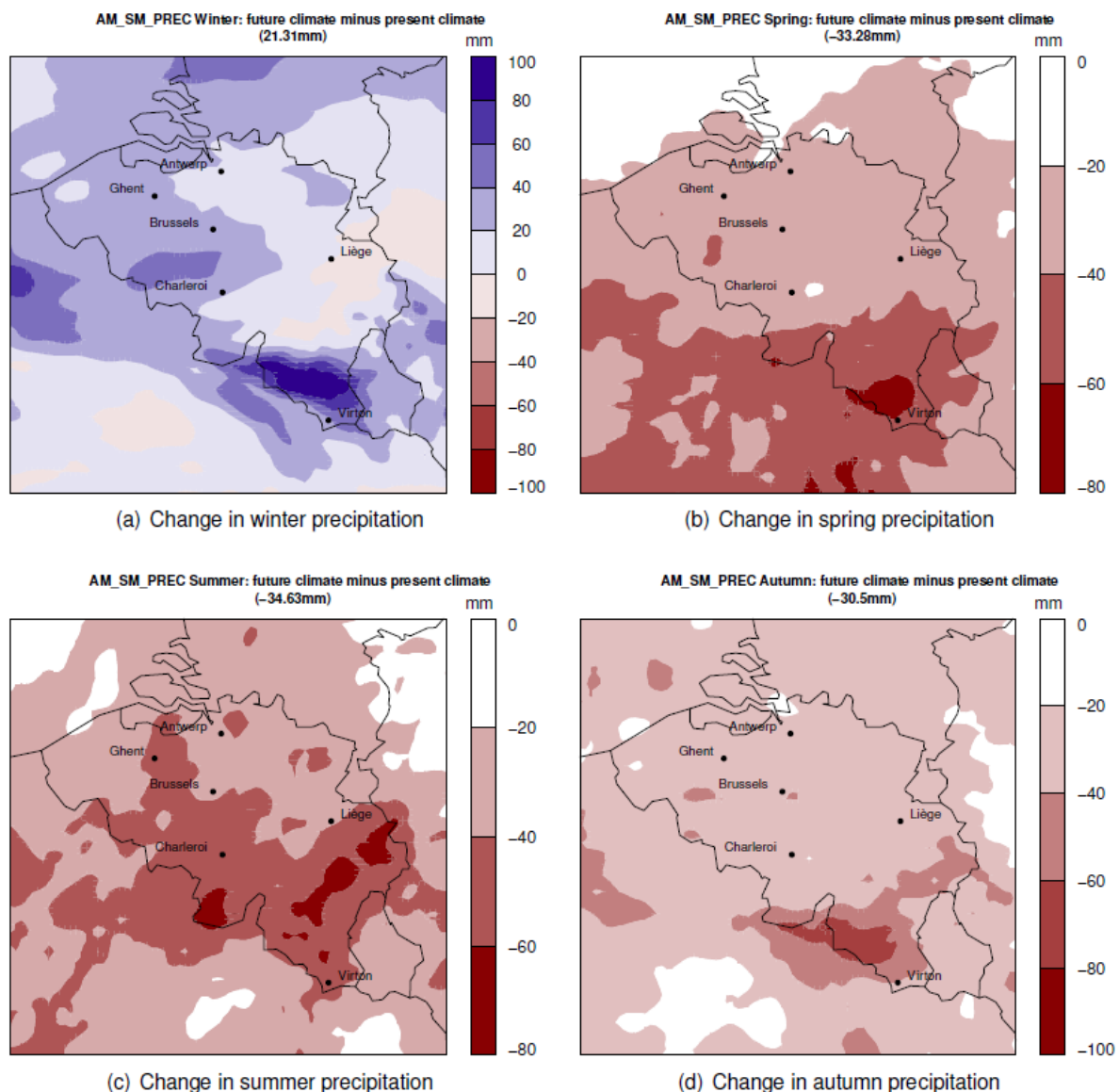
Voor alle seizoenen wordt een stijging van de luchttemperatuur verwacht. In vergelijking met de rest van het land is de temperatuurstijging langs de kust wel iets lager (Figuur 34). De zeewatertemperatuur wordt verwacht te stijgen met 3,5 °C tegen 2100 (Tabel 10).



Figuur 34 – Verwachte verandering in temperatuur voor de periode 2071-2100 tov. 1961-1990 (De Troch et al. 2014)

Neerslag

De veranderingen in hoeveelheid neerslag verschillen per seizoen. Tijdens de winter wordt een toename van de neerslag verwacht met 28% tegen 2100 (Tabel 10 en Figuur 35). Voor lente, zomer en herfst lopen de verwachtingen sterk uiteen. Sommige scenario's geven een sterke daling van de hoeveelheid neerslag in de zomer aan terwijl in andere er een stijging wordt verwacht. Ook De Troch et al. (2014) voorspellen een daling van de neerslag in lente, zomer en herfst maar slechts met maximum 10% tegen 2100 (Figuur 35). De schatting voor het W+ scenario (daling van de zomerneerslag met 40%) liggen sterk uiteen met de andere scenario's en met de berekeningen van De Troch et al. (2014) en kunnen mogelijks een overschatting zijn. Uit Figuur 35 blijkt dat de verwachte effecten van klimaatverandering langs de kust licht afwijken ten opzichte van de rest van het land. De winterse neerslag neemt aan de kust sterker toe dan in het binnenland terwijl de zomerse neerslag minder sterk afneemt.



Figuur 35 – Verwachte verandering in neerslaghoeveelheid voor de periode 2071-2100 tov. 1961-1990 (De Troch et al. 2014)

Wind

Hoewel de voorspellingen voor windsnelheid erg onzeker zijn door de sterk uiteenlopende modelresultaten (Van der Aa et al. 2015), geven de meeste scenario's toch een stijging van de windsnelheid aan (Tabel 10). De stijging van de windsnelheid manifesteert zich vooral tijdens de winter (Van der Aa 2015).

3.3.1.2. Secundaire effecten

Zeeniveau

Eén van de belangrijkste verwachte effecten van klimaatverandering aan de kust is een stijging van de zeespiegel (bovenop de lichte, natuurlijke achtergrondstijging van de zeespiegel). Het Masterplan Vlaamse Baaien gaat uit van de drie scenario's van zeespiegelstijging die in het kader van het CLIMAR-

project (Van den Eynde et al. 2011) werden opgesteld: +60, +93 en +200 cm (Tabel 10). Bij een extreme storm komt dit overeen met een maximaal peil (stormvloedpeil) van resp. 8,0; 8,5 en 10,4 m TAW in Oostende (Van der Biest et al. 2008). Klimaatverandering kan ook een impact hebben op de stormopzet (verhoging van de waterstand door het blazen van wind) en op het aantal stormen per jaar. Stormopzet (van Lipzig en Willems 2015) en –frequentie (Van den Eynde et al. 2011) blijken voor overstromingen vanuit zee in Vlaanderen echter geen duidelijke stijgende trend te vertonen.

Een stijging van het zeeniveau en dus een verdieping van de zee zorgt er eveneens voor dat golven minder sterk worden afgeremd door frictie met de bodem en de golfinslag op strand en duinen sterker wordt. Hierdoor zal erosie van de kustlijn toenemen en worden ook de effecten van een stijging van het zeeniveau op overstromingsrisico's tijdens een extreme storm groter.

Grondwaterniveau

De verschillen tussen gemiddelde hoogste en laagste grondwaterstand (GHG en GLG) zullen groter worden door een stijging van de neerslag in de winter (hogere GHG) en een daling in de zomer (lagere GLG). Tijdens de zomermaanden worden de risico's op verdroging groter, terwijl tijdens de wintermaanden de bodem meer waterverzadigd wordt. Op jaarbasis wordt er een lichte daling van het neerslagoverschot en dus verlaagde potentiële aanvulling van het duinaquifer verwacht. Dit heeft te maken met de stijging van de luchttemperatuur en de grotere verdamping voornamelijk tijdens de zomermaanden (Van der Aa et al. 2015). Een daling van het grondwaterniveau zal vooral voor duinvalleien het meest ingrijpend zijn, en in mindere mate ook voor vochtige duingraslanden, struwelen en bossen (Raman et al. in Van der Aa et al. 2015).

Eutrofiëring

Door de hogere temperatuur en de lagere grondwatertafel in de zomer wordt organisch materiaal sneller afgebroken, en komen nutriënten sneller terug vrij in het ecosysteem. Op het land kan dit leiden tot interne eutrofiëring, terwijl de uitspoeling van nutriënten (tijdens de nattere winters) het risico op eutrofiëring van oppervlaktewateren en van de Noordzeekustzone kan vergroten (zie Van der Aa et al., 2015). Deze aanvoer van nutriënten naar de Noordzee (effluent) is een primaire productie verhogend effect bovenop de toegenomen primaire productie door stijging van de zeewatertemperatuur en CO₂-gehalte. Een dergelijke verhoging van primaire productie kan onder meer te vinden zijn in toxische algenbloeien.

Zandverstuiving

Door een stijging van de temperatuur en CO₂-gehalte zal de primaire productie in duinhabitats toenemen (Van der Aa et al. 2015). Deze verhoogde primaire productie zal ervoor zorgen dat meer organisch materiaal geproduceerd wordt, de nutriëntencyclus versneld wordt en bodemvorming sneller optreedt. Dit zorgt ervoor dat jonge duinen sneller gefixeerd geraken en de dynamiek van duinen achteruit gaat. Anderzijds kan een verdroging van de bodem tijdens de zomermaanden ervoor zorgen dat zand in de duinen gemakkelijker verstuift (Provoost et al. 2011). Een stijging van de windsnelheid kan dit proces verder intensifiëren, al is het wel zo dat een stijging van windsnelheid zich vooral tijdens de winter blijkt te manifesteren wanneer de bodem net vochtiger zal zijn (Van der Aa 2015) door toename van de winterneerslag.

Verzuring zeewater

Een verhoogde opname van CO₂ door het zeewater, heeft een verzurend effect. Zeewater is licht *basisch* (pH rond 8.0) en voor de Noordzee wordt een verzuring van 0.5 pH verwacht bij een atmosferisch CO₂ gehalte van 1000 ppm (Blacford en Gilbert, 2007). Met andere woorden, het is niet de verwachting dat zeewater *zuur* zal worden, maar een verzurend zeewater kan wel ingrijpende effecten hebben voor bijvoorbeeld organismen die een kalkskelet bouwen (zoals schelpdieren).

Voorals kalkhoudende organismen zoals schelpen, mossels en oesters zullen een weerslag ondervinden van een verzuring. Andere organismen kunnen ondanks de verzuring net baten ondervinden van een grotere beschikbaarheid aan CO₂ en door het gebruik ervan in hun groei en voortplanting zorgen voor een verwijdering van opgelost CO₂ uit het water (Rivero-Calle et al. 2015).

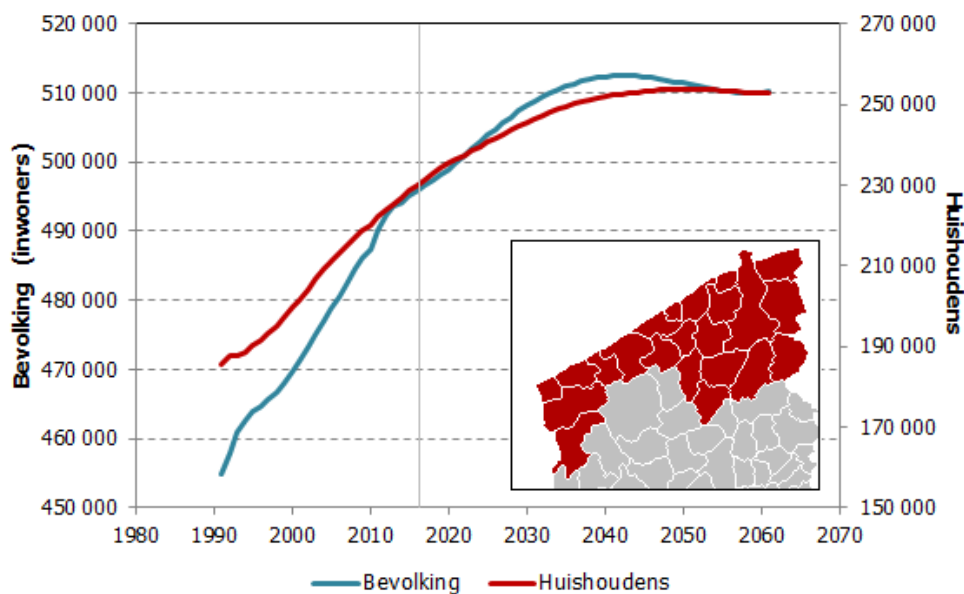
3.3.2. Bevolkingsgroei

Op 1 januari 2014 telden de 10 kustgemeenten samen 334 293 inwoners, verdeeld over 161 502 huishoudens (SVR 2015). De dichtheid bedroeg hiermee zo'n 697 inwoners per km². Dit is hoger dan het gemiddelde voor het Vlaams Gewest (471 inwoners/km²). Verder wordt de kustzone in vergelijking met de rest van Vlaanderen ook gekenmerkt door uiteenlopende structuurcoëfficiënten, zoals een lage groene druk en hoge grijze druk. Dit wil zeggen dat de aantallen min-20- en plus-60-jarigen respectievelijk laag en hoog zijn ten opzichte van de beroepsactieve bevolking. De hogere bevolkingsdichtheid, de oudere bevolking, maar ook het relatief hoog aandeel alleenstaanden benadrukken het stedelijk karakter van de kuststreek (Coudenys et al. 2015).

Bevolking is dé bepalende factor voor het ruimtegebruik en landinrichting. Zo is huidig 35% van de bebouwde oppervlakte in functie van woongelegenheid. Uiteraard is de belangrijke seizoenale flux in het aantal residenten bovendien typerend voor het kustgebied. Jaarlijks telt het verblijfstoerisme zo'n 5 miljoen aankomsten (Monballyu et al. 2015). Het aantal woongelegenheden ligt dan ook gevoelig hoger dan het aantal woningen dat nodig is om de permanente bevolking te huisvesten. In de voornaamste badplaatsen kennen 40 tot 60% van de woongelegenheden geen domicilie (Coudenys et al. 2015).

Prognoses voor het inwonersaantal worden gegeven door de Studiedienst van de Vlaamse Regering en door het Federaal Planbureau, waarbij de laatste een langere termijn hanteert en dus de voorkeur verdient (SVR 2015, FPB-FOD 2015). Figuur 36 toont dat voor de drie arrondissementen van de kuststreek tegen 2060 een verdere aangroei van zo'n 2%, of ongeveer 15 000 bewoners, wordt verwacht. Dit is minder dan de groei in voorbije decennia.

De prognose toont een zeer geringe terugval rond het midden van de eeuw. Dergelijke terugval volgt de algemene trend voor Vlaanderen niét. Voor het Vlaamse Gewest wordt tussen 2016 en 2060 immers een monotone groei met 13% verwacht. De arrondissementen Veurne en Brugge behoren dan ook tot de enige zes Vlaamse arrondissementen waar een tijdelijk negatieve loop wordt geprognosticeerd. Deze cijfers op arrondissementsniveau maskeren evenwel het belangrijke interne verschil tussen de kust- en hinterlandgemeenten. Verwacht mag worden dat een krimp zich voornamelijk in de laatste zal voltrekken, en de kustgemeenten zelf een stagnatie of lichte groei zullen kennen (cfr. SVR 2015). Het aantal huishoudens wordt verwacht af te vlakken (Figuur 36). Het lichte trendverschil met de bevolkingsprognoses wordt veroorzaakt door wijzigingen in gezinssamenstelling (Coudenys et al. 2015).



Figuur 36 – De demografische vooruitzichten voor de arrondissementen Brugge, Oostende en Veurne (FPB-FOD 2015)

De demografische groei is de belangrijkste motor achter ontwikkelingen in het gebruik van de open ruimte, mobiliteit, milieudruk... Zo kent de kuststreek een relatief hoog aanbod onbebouwde bouwgronden, en wordt dan ook een verdere “verstening” verwacht (Coppens et al. 2014). Gedetailleerde verwachtingen in landgebruik worden beschreven door het uitvoerige model van Engelen et al. (2011). Deze voorspelt dat het totaaloppervlak van de kustduinen nagenoeg constant zal blijven, waarbij het areaal “passief gebruikte” kustduinen (dit zijn: kustduinen zonder natuurbeheer) zal afnemen ten voordeel van beheerde duinen.

Voor het tijdsvenster van deze studie zullen wij dan ook uitgaan van een groei van de bevolking die in de tweede helft van deze eeuw evenwel relatief beperkt is. De daarmee gepaarde versteningsgraad zullen we echter níet als vanzelfsprekend beschouwen, in de overtuiging dat een rationalisatie van het ruimtebeslag mogelijk is.

3.3.3. Havenontwikkeling

Voor de vorming van de ecosysteemvisie wordt er in principe uitgegaan van de huidige omvang van de Vlaamse havens en de huidige ligging van scheepsroutes en de daarmee gepaard gaande onderhoudswerken (baggeren). In die zin wordt er niet uitgegaan van verdere ontwikkeling van zowel havengebieden, scheepsroutes, alsook baggerwerken (buiten onderhoud van reeds bestaande faciliteiten).

Hoofdstuk 4. Habitats

Auteurs: Bram D'hondt, Tim Schellekens

4.1. Habitats en hun processen

Een functionele typering mag dan wel relevanter worden geacht voor een visievorming op langere termijn, het betekent niet dat alle benodigde informatie rond de sturende mechanismen en processen ook effectief beschikbaar is. Ecologische systeemeenheden (zij het opgevat als habitats, vegetaties, ecotopen of andere) worden op het terrein doorgaans op structurele gronden (patronen) beschreven, eerder dan via functionele (processen). Processen laten zich nu eenmaal moeilijker optekenen dan structurele kenmerken.

In dit deel bespreken we beknopt de habitats die van nature in het studiegebied voorkomen. We geven daarbij aan welke de voornaamste processen in deze habitats spelen, en voor een visievorming belangrijk kunnen zijn. We beperken ons tot patronen en processen die kunnen worden bijgestuurd en als dusdanig relevant zijn voor een eventuele beoordeling van het systeem.

Het afgelopen decennium is grote vooruitgang geboekt in het geologisch en geomorfologisch begrip van het kustsysteem (Baeteman 1999, De Moor 2006, Baeteman 2013, Van Lancker et al. 2015a). De kustmorfodynamiek voltrekt zich in een aaneengesloten sedimentair systeem dat zich uitstrekt van de vooroever tot in de voorste duinen. De beschikbaarheid van losse sedimenten vormt de basis van dit systeem. Aan zeezijde worden erosie en sedimentatie bepaald door hydrodynamische krachten zoals golven en zeestromingen, terwijl het samenspel van wind en vegetatie de morfodynamiek in de duinen stuurt. Het strand vormt een scharnier tussen beide componenten. Strand en duinen, gekenmerkt door hoofdzakelijk zandige sedimenten, zijn kenmerkend voor geëxposeerde kuststroken, die onderhevig aan sterke golfinslag zijn en de daarbij horende habitattypering.

4.1.1. Algemene processen en functionele relaties in het mariene ecosysteem

Het ecologisch functioneren van het kustsysteem is complex. Alles hangt met elkaar samen en is van elkaar afhankelijk. De processen die actief zijn in het kustsysteem spelen zich af op verschillende tijds- en ruimteschalen. Het Belgisch kustsysteem wordt in belangrijke mate gedomineerd door getijden-, golf- en windwerking, welke slib, zand, organisch materiaal en nutriënten transporteren en verspreiden. Organismen in het kustsysteem oriënteren zich ten overstaan van enkele belangrijke gradiënten in de omgeving. De verticale gradiënt, van diepe geulen tot het hoogste deel van de getijdenzone, is van groot belang. Gradiënten in fysische factoren, bv. stroomsnelheid, intensiteit van golfslag, sedimentsamenstelling, troebelheid, zijn eveneens belangrijk voor de samenstelling van de kustgemeenschappen. In estuaria is de longitudinale gradiënt in zoutgehalte één van de belangrijkste gradiënten die de verspreiding van soorten bepaalt. Tenslotte zijn de organismen zelf eveneens verantwoordelijk voor het ontstaan van gradiënten, omdat ze zelf hun milieu veranderen (zogenaamde 'natuurlijke rifvorming').

Het mariene milieu kenmerkt zich door pelagische processen (in de waterkolom) en benthische processen (op en in de bodem). De basis van de productiviteit van het kustsysteem wordt gevormd door de productie van algen in de waterkolom (het fytoplankton). De primaire productie wordt bepaald door de aanwezigheid van algen, nutriënten (stikstof, fosfor, silicium, micronutriënten), beschikbaarheid van CO₂ en (zon)licht. In de winter is in het algemeen licht de beperkende factor. Als

in het voorjaar de daglengte toeneemt en er voldoende nutriënten aanwezig zijn neemt de primaire productie snel toe en ontstaat een planktonbloei. Aan deze planktonbloei komt een einde wanneer één of meerdere nutriënten uitgeput raken. In de zomerperiode wordt de planktonproductie meestal beperkt door een tekort aan nutriënten. In sommige gebieden kan door troebelheid van het water, door opgewerveld slib of zeer hoge algenconcentraties, ook in de zomer licht de beperkende factor zijn. Verschillen in primaire productiviteit zijn dan ook toe te schrijven aan verschillen in beschikbaarheid van nutriënten, aan de verhouding waarin de nutriënten beschikbaar zijn en aan de troebelheid van het water.

Benthische processen, d.i. processen die zich in de bodem van aquatische systemen afspelen, spelen een belangrijke rol in de cyclus van organisch materiaal en nutriënten in kustecosystemen en estuaria. De benthisch-pelagische koppeling, d.i. de intensiteit van de interactie tussen benthische processen en pelagische (waterkolom) processen, is vooral afhankelijk van de diepte en de structuur van de waterkolom. Deze bepaalt of er rechtstreeks transport mogelijk is tussen de euphotische zone (waar de primaire productie van het fytoplankton gebeurt) en het benthos. In ondiepe, goedgemengde systemen zoals het Belgische kustgebied en de IJzer en Westerschelde, is de koppeling tussen het benthisch en pelagische systeem heel belangrijk. Het benthos heeft immers dan directe toegang tot de algen uit de euphotische zone. Vele processen dragen bij tot de flux van organisch materiaal naar het benthos. Behalve sedimentatie (het dominante proces in diepe systemen), zijn in ondiepe kustgebieden en estuaria ook 'bedload transport' (het transport van deeltjes in een laag vlak boven de bodem) en transport van materiaal in erosie-redepositie cycli (bijv. onder invloed van de getijdebeweging) van belang. Verder kan op de droogvallende delen van kusten en estuaria (stranden, slikken, zandplaten) het microphytobenthos (met name kiezelwieren), maar ook macroalgen, een belangrijke bron van organisch materiaal zijn. Het organisch materiaal dat het benthos bereikt kan worden gerespireerd, geresuspendeerd, of begraven in het sediment. Voor al deze processen is de menging van de bodem door organismen (bioturbatie) van groot belang.

Het voedselweb in ondiepe kustgebieden en estuaria is een complex samenspel tussen alle organismen in die zee en vele organismen dragen bij tot de consumptie van organisch materiaal. De benthisch-pelagische koppeling speelt hierbij een belangrijke rol. In het klassieke voedselweb benutten de primaire consumenten (herbivoren zoals zooplankton en filtrerende bodemdieren) de algenproductie. Het zooplankton (onder andere copepoden) vormt het voedsel voor pelagische vissoorten zoals haring, maar ook voor de larvale stadia van veel andere soorten (secundaire consumenten of carnivoren). De secundaire consumenten vormen op hun beurt weer het voedsel voor predatoren (tertiaire consumenten) zoals kabeljauw. Aan de top van het voedselweb staan top-predatoren zoals de zeehond en dolfijn. Naast deze klassieke voedselketen is in het mariene milieu ook de microbiële voedselketen van belang (microbial loop). Een belangrijk deel van de productie én consumptie van organisch materiaal wordt immers uitgevoerd door kleine tot zeer kleine organismen (onder andere bacteriën). In de microbiële voedselketen bestaan er een groter aantal voedingsrelaties en trofische overgangen dan in het klassieke voedselweb. Bij elke trofische overgang gaat energie en biomassa verloren. De vele overgangen in de microbiële voedselketen zijn daardoor vooral een sink van energie. Ecosystemen die worden gekenmerkt door een korte voedselketen, zoals in de klassieke voedselketen, zijn dan ook productiever dan systemen met langere ketens.

4.1.2. Pelagiaal

Het pelagiaal (waterfase) ecosysteem vormt het grootste habitat in België (Degraer et al, 2013). De belangrijkste primaire pelagische productie wordt gevormd door het fytoplankton (diatomeeën, dinoflagellaten, ...). Het fytoplankton vormt de belangrijkste voedselbron van het zoöplankton. De

dynamiek van het fytoplankton in de zuidelijke Noordzee is complex en wijzigingen in het fytoplankton beïnvloeden de zoöplankton dynamiek, de primaire consumenten van het fytoplankton. Crustacea, en meer bepaald copepoden, domineren het zoöplankton in een gemeenschap die zeer kustgebonden van aard is maar occasioneel beïnvloed wordt door de instroom van Atlantisch water (Van Ginderdeuren et al. 2012a). Daarnaast zijn ook larven van wormen, stekelhuidigen, vissen en zeepokken abundant. Planktonische larven van o.a. platvissen en kreeftachtigen worden bij zandbankflanken aangetroffen. Speciale aandacht gaat uit naar kwalen, inclusief de exoot *Mnemiopsis leidyi*, die op korte tijd de volledige Belgische kustzone heeft bevolkt (Van Ginderdeuren et al. 2012b). Zoöplankton densiteiten zijn het hoogst een paar kilometer uit de kust, in de overgang van kust- naar offshore wateren, en het laagst offshore. Dit is in overeenstemming met de resultaten van studies op andere ecosysteemcomponenten (demersale vis, epibenthos en macrobenthos), hetgeen wijst op een soorten- en densiteiten-rijke zone enkele kilometers buiten de kust van het BNZ (Van Hoey et al. 2004, De Backer et al. 2010). Haring en sprat komen algemeen voor in het BNZ, weliswaar in lage aantallen. Het betreffen in de eerste plaats onvolwassen individuen (0- en 1-jaarklasse) die kustgebonden voorkomen. Adulte haring kan in het najaar waargenomen worden wanneer de vissen op weg zijn naar paaigebieden in het Kanaal. In de zomers duiken twee andere pelagische sleutelsoorten op, namelijk makreel en horsmakreel. Horsmakreel plant zich voort in het BNZ en juvenielen zijn zeer abundant in de offshore pelagische visgemeenschap (Van Ginderdeuren et al. 2012a). Daarnaast komen diverse soorten vogels voor met als belangrijkste Grote stern, Visdief en Dwergstern, Roodkeelduiker, Fuut en alkachtigen, Zwarte zee-eenden en Dwergmeeuwen. Voorts zijn de Belgische mariene wateren van belang voor twee soorten zeezoogdieren, namelijk de bruinvis *Phocoena phocoena* en de gewone zeehond *Phoca vitulina* (Degraer et al. 2010).

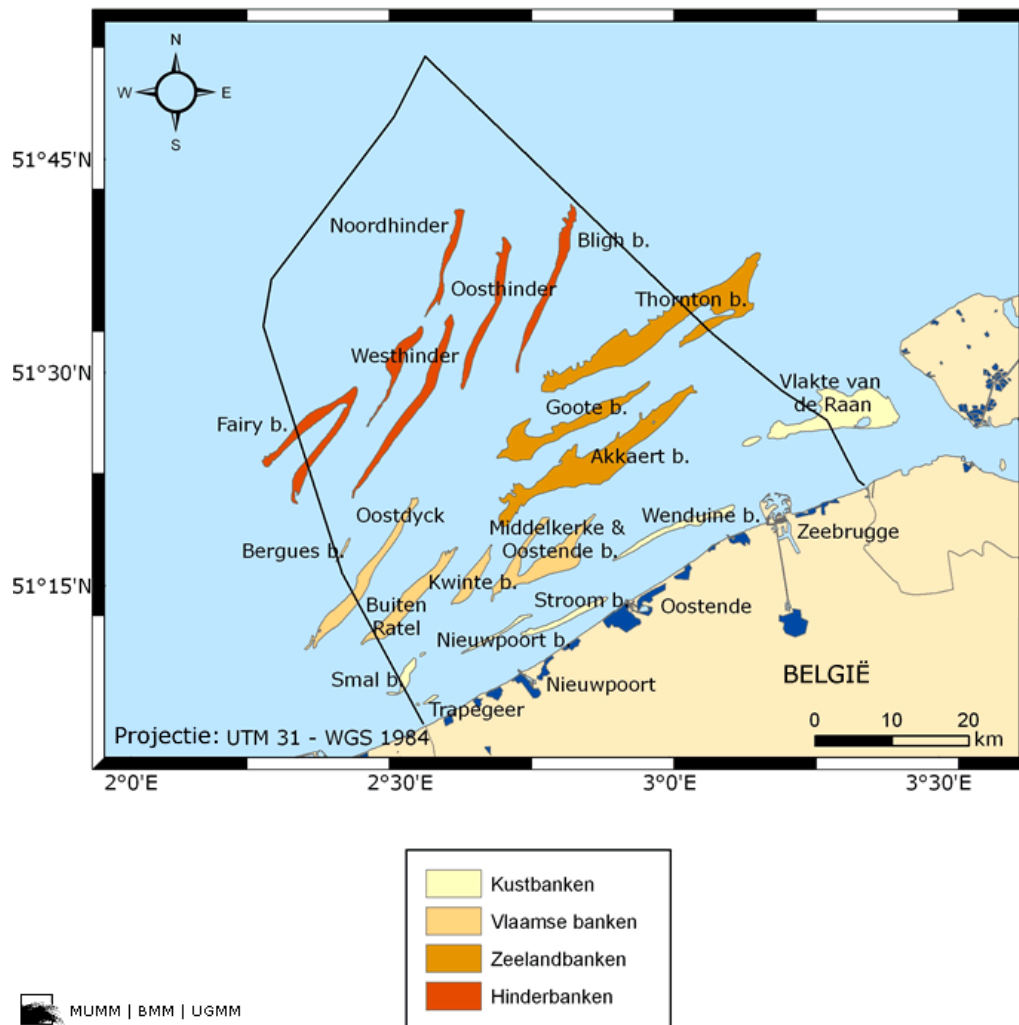
4.1.3. Onderwaterriffen

In het Belgische deel van de Noordzee komen twee habitattypes voor die als riffen kunnen worden beschouwd: de grindbedden en de plaatsen waar schelpkokerwormen in hoge concentraties voorkomen. Beide biotopen worden in de Noordzee als “hotspots” voor biodiversiteit beschouwd (Degraer et al. 2009). Grindbedden bevinden zich onder andere ter hoogte van de Hinderbanken en de Vlaamse Banken (Figuur 18). Het is een zeer zeldzaam en bedreigd habitat van grind en keien die al dan niet samenklitten in de zandige of kleiige ondergrond en een unieke en soortenrijke fauna en flora herbergen (bv. sponzen, oesters, mosdiertjes, zeeanemonen). Schelpkokerwormen (*Lanice conchilega*) vormen biogene rifstructuren. Hierdoor ontstaat een structuur van zandkokers die ongeveer 4 cm boven de bodem uitsteken. Dit verandert de lokale stroming en als gevolg de sedimentsamenstelling. De schelpkokerwormen worden daarom ook “ecosystem engineers (biobouwers)” genoemd. De aanwezigheid van de zandkokers en de verandering van het sediment hebben een positieve invloed op de biodiversiteit (Rabaut et al. 2007). De riffen die door schelpkokerwormen worden gevormd, komen doorgaans dicht bij de kust voor.

4.1.4. Altijd overstroomde zandbanken en vooroever

Ondiepe zandbanken in zee die altijd onder water liggen is een apart habitatype in Natura 2000 (Natura 2000 habitatype www.natura2000.vlaanderen.be). Dit habitatype omvat mariene zandbanken die ondiep, maar steeds onder het zeewateroppervlak liggen (Figuur 37). Het gaat zowel om vegetatieloze zandbanken als zandbanken met Zeegrasvegetaties. Zeegras komt echter momenteel niet (meer) voor langs de Belgische kust. De oppervlakkige sedimenten bestaan uit fijn zand, grof zand en schelpfragmenten. Het oppervlak van de zandbanken kan vlak zijn of uit grote of kleine zandribbels bestaan. Slib is slechts in geringe mate op de bodem van de zandbanktoppen en -

flanken aanwezig: het organisch materiaal blijft door de hoge hydrodynamiek veeleer in suspensie in de waterkolom. In de diepere geulen tussen de banken kan het fijn organisch materiaal wel bezinken door de lagere hydrodynamiek. Deze geulen horen niet tot het habitattype. Ondiepe zandbanken hebben een hoge biologische waarde omwille van de gevarieerde structuur met zandbankcomplexen en geulenstelsels. De zeer gevarieerde milieuomstandigheden geven aanleiding tot verschillende gemeenschappen van bodembewonende organismen (het benthos) en daarvan afhankelijke dieren.



Figuur 37 – Zandbanken voor de Vlaamse kust (website BMM)

Op de bodem vinden we zeer grote aantallen zeesterren, slangsterren, krabben, kreeften, bodemvissen en inktvissen – mobiele soorten (epibenthos) die zich voeden met onder andere kleinere dieren (o.a. larven van vissen, garnalen) die voornamelijk in de waterkolom net boven de bodem voorkomen (hyperbenthos).

Speybroeck et al. (2005) geven een beschrijving van de organismen die leven op de vooroever. De drie subtidale macrobenthische gemeenschappen, zoals onderscheiden door Van Hoey et al. (2004) (i.e. (1) *Abra alba* – *Mysella bidentata*, (2) *Nephtys cirrosa* en (3) *Ophelia limacina* – *Glycera lapidum* gemeenschap), alsook de recent beschreven vierde (4) *Macoma balthica* gemeenschap worden elk in specifieke sedimenten aangetroffen (Degraer et al., 2003b). Deze gemeenschappen zijn evenwel niet homogeen verdeeld over de Belgische vooroever (Figuur 18). Ten oosten van Oostende wordt het macrobenthos gedomineerd door de soortenarme, maar densiteit-rijke *M. balthica* gemeenschap,

terwijl deze gemeenschap nagenoeg afwezig is ten westen van Oostende (Degraer et al., 2003b). De stations ten westen van Oostende zijn eerder gelijkmatig verdeeld over de drie overige subtidale gemeenschappen. De in soorten en densiteiten rijkste *A. alba* – *M. bidentata* gemeenschap domineert ter hoogte van de Westelijke Kustbanken. Vooral binnen deze laatste gemeenschap worden heel wat tweekleppigen gevonden (o.a. *A. alba* (Witte dunschaal), *Spisula subtruncata* (Afgeknotte strandschelp) en *Fabulina fabula* (Rechtsgestrepte platschelp)).

4.1.5. Estuarium

Dit habitatype is een Natura 2000 habitatype en als zodanig ook beschreven op de website (www.natura2000.vlaanderen.be). Estuaria zijn zeer productieve systemen, met vaak een hoge primaire en secundaire productie. Naast primaire productie door het fytoplankton vertegenwoordigt productie door het microphytobenthos vaak ook een zeer groot aandeel, met name in estuarie met een groot aandeel aan bij eb droogvallende slikken en zandplaten.

Typerend aan estuaria langsheen de Noordzee zijn de zoutgradiënt en de uitgesproken getijdendynamiek, wat resulteert in de aanwezigheid van overgangen en gradiënten die op elke plaats in het estuarium bepalen welke levensgemeenschappen er zich ontwikkelen. Subtidaal (permanent onder water) komen diepe geulen voor. De hydrodynamiek (stroomsnelheid) is hier doorgaans groot wat resulteert in relatief arme bodemgemeenschappen. Vaak treffen we in geulen, op enkele harde substraten na, helemaal geen bodemdieren aan, op enkele mobiele soorten, zoals kreeftachtigen, na. Subtidaal kunnen ook laagdynamische ondiepwatergebieden voorkomen, waar de omstandigheden iets minder extreem zijn, waardoor een rijkere bodemgemeenschap kan voorkomen. Intertidaal (bij eb droogvallend) vormen zich langs de randen van het estuarium, tussen de laag- en hoogwaterlijn, slikken en tussen de geulscharen kunnen zich droogvallende zandplaten vormen. Vanwege het minder hoge zoutgehalte worden slikken en zandplaten in estuaria voor Natura 2000 ingedeeld bij het habitatype estuaria. Slikken en schorren langsheen de kust vormen wel een apart habitatype (zie verder). Gemiddeld genomen vermindert de hydrodynamiek op de slikken en platen in estuaria, al zijn hier vaak grote verschillen op een relatief kleine schaal te vinden. Golfwerking kan plaatselijk de hydrodynamiek verhogen. Het microphytobenthos vormt een zeer rijke koolstofbron op het oppervlak van de slikken en zandplaten en kunnen in het voorjaar tot het voorkomen van dikke diatomeeënmaten leiden. Het grote voedselaanbod (fytoplankton, microphytobenthos) in estuaria geeft aanleiding tot hoge dichtheden en biomassa's aan bodemdieren. De laagdynamische, meer slibrijke gebieden kenmerken zich door soorten zoals rode draadworm, nonnetje, en zeeduizendpoot, in de fijnzandigere sedimenten komen wadpieren, zandkokerwormen, wapenwormen en kokkels voor. Brakwaterslikken hebben een typische fauna, die gedomineerd wordt door borstelwormen, slijkgarnaal, rode draadworm en Oligochaeten. Door hun activiteit (bioturbatie) spelen bodemdieren ook een belangrijke rol in de sedimenthuishouding en nutrientencycli in de bodem. Het grote aanbod aan bodemdieren is dan weer een belangrijke voedselbron voor allerlei vissen en vogels. Vissen gebruiken het estuarium als kinderkamer (bijv. bot, tong, zeebaars), en het estuarium is belangrijk als doortrekplaats voor diadrome vissen. De bij laagwater droogvallende slikken vormen een belangrijk foerageergebied voor allerlei watervogels, waaronder scholekster, bonte strandloper, zilverplevier, tureluur, bergeend.

Op de hogere, beschutte delen van de slikken kunnen soortenarme pioniervegetaties met Zeekraalsoorten en vaak ook Klein schorrenkruid ontstaan die dagelijks overstroomd met zout of sterk brak water. Hier kan Zeekraal massaal ontkiemen zonder te worden weggespoeld. Vaak komt dit habitatype voor in combinatie met de hogergelegen schorren (zie verder). Zeekraal- en

Schorrenkruidvegetaties vormen het beginstadium in de successie van slik naar schor. Zeekraalvegetaties in het IJzer-estuarium overlappen met het habitatype estuaria.

4.1.6. Slikken en schorren

Slikken ontstaan wanneer fijnkorrelige sedimenten bezinken boven de laagwaterlijn bezinken. Op plaatsen die contact met de zee behouden, maar relatief beschut en hoog liggen, kunnen schorren vormen. Dit was ooit het geval voor nagenoeg de ganse kustvlakte, doch huidig zijn deze enkel in het Zwin, de IJzermonding en de Baai van Heist te vinden (ca. 170 ha).

De begroeiing van de hooggelegen intertidale slikken en schorren wordt enerzijds bepaald door de overstromingsfrequentie en anderzijds door de aard en stabiliteit van het sediment. In de laagste zones die nagenoeg dagelijks door zeewater worden overspoeld, vinden we vooral Engels slijkgras, zeekraal-soorten, gewoon kweldergras en klein schorrenkruid. De aanwezigheid van deze soorten bevordert de opslibbing en draagt bij tot de accumulatie van vooral kleiige sedimenten in het systeem. Voornamelijk het forse, overblijvende Engels slijkgras is in staat grote hoeveelheden slib te fixeren (Weeda & De Jong 2003). De accumulatie van sedimenten door vegetatie remt de erosie en de invloed van getijdynamiek af, wat de verdere groei en successie van vegetatie bevordert (Bertness et al. 1992; Temmerman et al. 2007). Ook benthische fauna zoals de zandkokerworm *Janice conchilega* kan bijdragen tot de stabiliteit van de slikken doordat rifvormende kolonies van deze soorten de erosieweerstand verhogen (Rabaut et al. 2007).

Slikken en schorren zijn van nature dynamische systemen. Een gezond en dynamisch systeem is dan ook gekenmerkt door een wisselwerking tussen opbouwende processen (sedimentatie) en afbrekende processen (erosie). De trend en snelheid waarmee de habitats elkaar afwisselen, weerspiegelt of de dynamiek in het systeem te groot, te klein of in evenwicht is (Maris et al. 2014). Wijzigingen in de aanvoer van sediment, stromingspatronen, stroomsnelheden en golven kunnen een belangrijk effect hebben op de ecologie van de lagunaire systemen, vooral in het laag-intertidaal. De morfologie van het systeem van krekens en geulen speelt daarbij een belangrijke rol omdat het gesuspenseerd sediment hierlangs wordt aan- en afgevoerd. Op de hoger gelegen schorren is de overstromingsfrequentie en bijgevolg de aanvoer van sediment veel geringer waardoor ook de impact minder groot zal zijn.

Slikken en schorren vormen voor verschillende diersoorten een belangrijk habitat als rust-, paai-, broed- of foerageergebied (Maris et al. 2014). In de schorren foerageren soorten zoals grauwe gans, smient, wintertaling en krakeend. De schorren vormen tevens een broedgebied voor allerlei soorten kust- en moerasbroedvogels.

Aan landzijde grenzen schorren aan de duinen (zie verder). De schorre-duinovergang kent een graduele overgang tussen zowel nat met droog, zout met zoet, en klei met zand. Dit milieu is bijgevolg heel specifiek, met soorten zoals zeerus, strandduizendguldenkruid en vele anderen. De schorre-duinovergang is van nature een zeldzaam biotoop in Vlaanderen (cfr. IJzermonding, Zwin), en kende zelfs een uitbreiding met de totstandkoming van de Baai van Heist. Toch is in voornoemde gebieden de kwaliteit van dit biotoop sterk afgenomen, doordat dijken en wegen de overgang tussen beide habitats hebben geaccentueerd.

4.1.7. Laagstrand en droogvallende zandbanken voor kust

Langs de Vlaamse kust kan van de Franse grens naar de Nederlandse grens een overgang worden waargenomen van vlakke en kenmerkloze stranden met veelal een zwakke hellingsgraad en fijn zand naar stranden met een steiler hoog strandgedeelte en een ruggen- en geulenmorfologie bij laag tij (Speybroeck et al 2005).

Slik- en zandplaten die droogvallen bij eb is een apart habitatype in Natura 2000 (www.natura2000.vlaanderen.be). Dit habitatype omvat slikken en zandplaten langs de kust, die bij laag water droog vallen. Ook het laagstrand langs de kust wordt tot dit habitatype gerekend. Zandafzettingen ontstaan op dynamische plaatsen die rechtstreeks aan de golfwerking blootgesteld zijn. In de branding worden voornamelijk zwaardere zandkorrels afgezet. Slikken ontstaan op meer beschutte plaatsen waar het fijn gesuspendeerde slib neerslaat zoals in slikken strandvlaktes achter de duinen (het Zwin) of achter strekdammen in zee (bv. Baai van Heist). De levensgemeenschappen bestaan hoofdzakelijk uit bodembewonende organismen, aangepast aan het extreem milieu onder invloed van de getijdencyclus. De primaire producenten zijn bacteriën, blauwwieren en algen. Zoute slikken zijn meestal bedekt met blauwwieren en diatomeeën, die bij eb een opvallende film op de oppervlakte vormen. Vegetaties van klein zeegras zijn aan de Vlaamse kust verdwenen. In zoutwaterslikken en op zandplaten vindt men typische soorten zoals borstelwormen (bv. Zeepier en Schelpkokerworm) en schelpdieren (bv. Kokkel, Zaagje, Nonnetje en Wadslakjes). Andere organismen leven bij eb ondergedoken in het sediment en zwemmen vrij rond wanneer de zandplaten bij vloed overspoeld worden (bv. talrijke soorten pissebedden, vlokreeftachtigen en garnalen). Vele organismen zijn zo klein dat ze constant in de holten tussen de zandkorrels kunnen voortbewegen (bv. nematoden en roeipootkreeftjes). Bij eb foerageren vaak grote aantallen steltlopers op de slik- en zandplaten. De gewone zeehond gebruikt de zandplaten bij eb om uit te rusten en bij vloed om te foerageren.

Speybroeck et al. (2005) geven een beschrijving van de organismen die leven op het laagstrand. De mariene benthische fauna wordt meestal opgedeeld in vier groepen. Meiobenthos is de benthische infauna kleiner dan 1 mm en groter dan 38 µm, met als voornaamste groepen nematoden (rondwormen) en copepoden (roeipootkreeftjes). Macrobenthos is de benthische infauna groter dan 1 mm, voornamelijk bestaande uit tweekleppige weekdieren (Bivalvia), borstelwormen (Polychaeta) en kleine schaaldieren (Crustacea). Het hyperbenthos is de fauna die geassocieerd met de bodem voorkomt in de eerste 1 m-zone boven de bodem, veelal gedomineerd door de aanwezigheid van aasgarnalen (Mysida). Het epibenthos is de benthische fauna die op het oppervlak van de bodem leeft. Hieronder bevinden zich voornamelijk grotere crustaceeën (bv. krabben) en benthische vissen zoals platvissen. Van de benthische fauna is het macrobenthos het best bestudeerd (McLachlan, 1983). Net zoals op de meeste stranden wereldwijd (McLachlan & Jaramillo, 1995) domineren polychaeten (borstelwormen) en crustaceeën (schaaldieren) het macrobenthos van Vlaamse stranden (Degraer et al., 1999a; Degraer et al., 2003a). De hoogste macrobenthische dichtheid en diversiteit wordt aangetroffen op zwak hellende, brede en fijnkorrelige stranden (Degraer et al., 2003a). Strandten oosten van Oostende zijn soortenarmer. Heel wat stranden (voornamelijk richting Franse grens) vertonen een zwinenmorfologie. Deze zwinen herbergen door langer onder water te blijven en een hogere voedselrijkdom, een benthische fauna die in veel opzichten meer gelijkenissen vertoont met deze van de vooroever zone dan met de rest van de litorale zone (Boulez, 2002). Hiervan zijn hoge densiteiten aan *Spio* spp. een voorbeeld. Zowel qua densiteiten als qua diversiteit overtreffen zwinen de naburige strandbanken.

In het water boven het strand bevinden zich juveniele stadia van platvissen (o.a. schol - *Pleuronectes platessa*, tong - *Solea solea*, griet - *Scophthalmus rhombus*, tarbot - *S. maximus* en schar - *Limanda limanda*), aasgarnalen Mysida en grote crustaceeën zoals de strandkrab *Carcinus maenas*. Opmerkelijk

is dat zowel vlakke stranden als intermediaire stranden hoge densiteiten aan platvissen vertonen, terwijl de hoogste soortenrijkdom op de intermediaire stranden lijkt te worden bereikt (Beyst et al., 2002a, 2002b). De lagere rijkdom van de stranden in de buurt van de Nederlandse grens kan ook te wijten zijn aan de invloed van de Westerschelde.

Op de Vlaamse zandstranden worden verder meeuwen en steltlopers aangetroffen, waarvan de scholekster *Haematopus ostralegus* en de drieteenstrandloper *Calidris alba* de belangrijkste vertegenwoordigers zijn (Engledow et al., 2001; Stuer, 2002). In het afgelopen decennium maken ook visdief en grote stern geregeld en in toenemende mate gebruik van zowel de vooroever als litorale zones in en rond de havens van Zeebrugge, Oostende en Nieuwpoort om te rusten of te slapen, en ook om zich te verzamelen voor en na het broedseizoen (Speybroeck et al, 2005).

4.1.8. Hoogstrand en duinvoet

De ontwikkeling van terrestrische biota op het hoogstrand start ter hoogte van de vloedmerken, dat ontstaat door de aanvoer van aangespoeld organisch materiaal (o.a. wieren). De strandvlo speelt een belangrijke rol bij de fragmentatie van dit materiaal, al zijn het vooral vliegen die voor een verdere afbraak zorgen. Dit is de meest abundante en ecologisch belangrijkste insectengroep van het hoogstrand (Grootaert & Pollet 2004). Op de ontbonden en licht overstoven vloedmerken kan vervolgens kieming plaatsvinden voor typische plantensoorten als zeeraket en stekend loogkruid (Figuur 38). Kenmerkend is hun tolerantie voor zout en de grote drijfkracht van de zaden waarmee ook zij door de zee worden aangevoerd.

De vestiging van planten in het vloedmerk gebeurt ter hoogte van stabiele of sedimentaire kuststroken; bij kusterosie worden de vloedmerken weggeslagen alvorens vestiging plaats vindt. Ook onder natuurlijke evenwichtsomstandigheden vertonen stranden fasen van aanwas en erosie. Deze fasen voltrekken zich over perioden van enkele decennia en doen zich voor als grote, in oostelijke richting migrerende golven (De Moor 1991). Dit betekent dat de kustlijn onder natuurlijke omstandigheden een ruimtelijke zonering van erosie en aanwas, en dus ook van vloedmerkvegetaties, vertoont.



Figuur 38 – Kiemend biestarwegras en zeeraket op een licht overstoven vloedmerk (foto: BD)

Ook biestarwegras, dat een beperkte zoutbehoefte heeft, vindt zijn niche op het zilte hoogstrand. De impulsverlaging die dit forse, overblijvende gras uitoefent op het eolisch aangevoerde zand, resulteert in de ophoging van zand, en dus, de vorming van embryonale duintjes. Een positief zandbudget vormt dus een basisvereiste voor hun verdere ontwikkeling.

Vloedmerk en embryonale duinen herbergen een kenmerkende flora en fauna die enkel in dit milieu worden aangetroffen. Vaak zijn het zeldzame of zelfs bedreigde soorten, alleen al omwille van de regionale zeldzaamheid van het biotooptype (bv. strandmelde, kustmelde, strandbiet, zeepostelein; zie ook 2.2.1, 'Vloedmerken/hogstrand'). Het voorkomen van deze soorten is vaak zeer efemeer. Ook de fauna van het hoogstrand is zeer specifiek en omvat verschillende regionaal bedreigde soorten waaronder, zoals hoger vermeld, verschillende vliegensoorten. Vloedmerkplanten, en een deel van de geassocieerde fauna, kunnen lokaal ook in stabielere, artificiële milieu's een secundair voorkomen kennen.

4.1.9. Zeereepduin

Biestarwegras is minder concurrentiekrachtig dan helm, dat sterk op deze lijkt, maar weinig zouttolerant is. Daar bij verdere ophoging van de duintjes de zilte invloed vermindert, neemt helm de dominantie van biestarwegras dan ook over (Weeda et al. 1994).

Helm is daarmee de voornaamste vegetatievormende en zandfixerende soort van de duinen in de zeereep. Het is in staat om zowel horizontaal als verticaal snel mee te groeien bij overstuiving, en dus om grote hoeveelheden sediment in de duinen vast te leggen (Huiskes 1979). De aanvoer van mineraal, kalkrijk zand is zelfs bepalend voor diens vitaliteit. Dit blijkt vooral een gevolg te zijn van bodemorganismen die de gezondheid van helm aantasten: in de losse minerale bodems van stuifduinen kunnen deze organismen amper gedijen maar bij fixatie van helmduinen komt de bodemontwikkeling op gang en neemt het bodemleven toe (van der Putten et al. 1989, 1990). Gezonde helmvegetaties vereisen dus een constante verstuiwingsdynamiek. Zeker in onze kalkrijke duinen zien we de vitaliteit van helm na fixatie snel afnemen.

Dynamische helmduinen hebben een zeker 'zelfhelend vermogen' in geval van erosie, omdat kale zandplekken door de snelle groei van wortelstokken weer worden vastgelegd. Zij dragen dan ook in belangrijke mate bij tot de zeewerende functie van het duin (zie Hoofdstuk 5). Ook andere soorten kunnen als zandfixeerder in de zeereepduinen fungeren (duinzwenkgras, zandzegge en kruipwilg), doch niet in dezelfde mate als helm. De vegetatie van gefixeerde duinen zonder helm is dan ook slechts in beperkte mate opgewassen tegen overstuiving of erosie.

Ook overige bewoners van het helmduin zijn aan deze natuurlijke dynamiek gebonden (bv. blauwe zeedistel, heivlinder, strandzandloopkever, zeeduinchampignon). Het zijn hooggespecialiseerde soorten die door morfologische, fysiologische of andere aanpassingen in het extreme milieu van de stuifduinen kunnen gedijen, maar niet opgewassen zijn tegen concurrenten uit stabielere milieus. Dergelijke soorten maken deel uit van de meest kenmerkende levensgemeenschappen van het kustgebied en vormen daarom een prioriteit voor het natuurbeleid (Provoost & Bonte 2004). In Wales, bijvoorbeeld, zijn niet minder dan 63% van de (462) min of meer kustduingebonden soorten invertebraten gebonden aan open zand in pioniersmilieus en stuifduinen (Howe et al. 2010). Deze dynamiek moet op een landschappelijke schaal worden gedragen, willen alle functionele types zijn vertegenwoordigd (Bonte et al. 2006).

De zeewerende eigenschappen van helmduinen en de noden vanuit biodiversiteitsoogpunt lopen dus sterk parallel. Beiden hebben nood aan een zekere dynamiek om enerzijds de vitaliteit van helm te verzekeren en anderzijds een geschikt habitat te behouden voor de kenmerkende, aan die dynamiek aangepaste levensgemeenschappen.

Over de verstuiwingsdynamiek zijn in Vlaanderen weinig details gekend (input, doorstuiving, effect van suppleties, volume- en vormwijzigingen...). In Nederland is meer basiskennis voorhanden (Arens et al.

2007, 2010), al blijven ook daar nog vele vragen onopgelost (zie 2.3.4, 'Strand tot duin'). Het hoogstrand en het centraal loopduin van het natuurreservaat de Westhoek vormen in deze een uitzondering. Onderzoek van hoogtekaarten wees uit dat het hoogstrand momenteel aanwast (met een opvulling van de kunstmatig aangelegde slufters tot gevolg), en dat de dynamiek van het centraal loopduin nagenoeg is stilgevallen. Dit laatste gaat gepaard met een sterke uitbreiding van helm, wat mogelijks meteorologisch is gestuurd (Provoost et al. 2011a).

4.1.10. Mosduin en duingrasland

Daar waar de verstuiwingsdynamiek in de zeereepduinen afneemt, vinden we de eerste mosduinen terug (Provoost et al. 2004). Dit habitat bestaat uit zeer lage vegetaties zonder noemenswaardig bodemprofiel, die afhankelijk zijn van atmosferisch water in plaats van grondwater (dauw, mist, regen...). Hier domineren mossen, die in tijden van droogte in een latente (niet-fotosynthetiserende) toestand kunnen verkeren. In de pionierende mosduinen van de zeereep zijn dit groot duinsterretje en bleek dikkopmos, elders kunnen andere soorten (co)domineren (Hoffmann et al. 2004). Ook de hier voorkomende vaatplanten bezitten aanpassingen om met dit extreme milieu om te gaan. Vele soorten bezitten anatomische en/of fysiologische aanpassingen om de periodiek extreme droogte aan te kunnen, zoals bij het succulente muurpeper en kandelaartje. Anderen zijn winteréénjarig, wat betekent dat zij in het vroege voorjaar reeds vrucht zetten en de hoogzomer omzeilen als zaad in de bodem (bv. vroegeling, zanddoddegras). Ook enkele, voor deze milieu's typische, invertebraten zijn reeds in het vroege voorjaar volwassen. Andere soorten overleven de zomerdroogte door zich in te graven. Anderen, dan weer, zijn nachtactief (bv. sommige spinnen en loopkevers).

Mosduinen kunnen over de hele breedte van de duinengordel worden gevonden, bv. waar het moedermateriaal (zand) lokaal opnieuw dagzoomt. Dit kan bewerkstelligd worden door lichte verstoring, bv. door recreanten, grote grazers of konijnen. Mosduinen zijn evenwel bijzonder fragiel, en bij aanhoudende betreding kunnen zij niet duurzaam bestaan. Dit geldt ook voor de hier voorkomende invertebraten: afhankelijk van het type betreding en de landschapsstructuur, kan overbetreding soorten zoals heivlinder, kleine parelmoervlinder of blauwvleugelsprinkhaan lokaal doen verdwijnen (Bonte & Maes 2008).

Naarmate de biomassa toeneemt, wordt de bodem vanuit de aanvankelijke geringe strooisellaag aangerijkt met een organische fractie, en dit beïnvloedt de vocht- en nutriëntenstatus gunstig. Het groeimilieu wordt daarmee een pak milder, waardoor zich een groeiend aantal plantensoorten kan vestigen. Op termijn leidt deze bodemvorming tot eenvoudige profielen, met een A-horizont. In dergelijke duingraslanden (Provoost et al. 2004) spelen mossen nog steeds een aanzienlijke rol, doch wordt het aspect bepaald door grasachtigen (bv. zandzegge, gewone veldbies, veldbeemdgras) en kruiden (bv. gewoon biggenkruid, geel walstro, smalle weegbree).

Tenzij verhinderd, zet deze successie zich via verruiging (bv. duinriet), verstruweling of verbossing verder. Om dit te vermijden, worden maaien en begrazing dan ook als de voornaamste beheersmaatregelen op duingraslanden toegepast. Sinds 1996 worden grote grazers over de ganse Vlaamse kust in natuurterreinen ingezet. De effecten van deze dieren op diverse biologische groepen zijn uitgebreid onderzocht, en zijn – globaal gesteld – succesvol te noemen (Hoffmann et al. 2004, Tahmasebi Kohyani et al. 2011). Het konijn, dat in de Middeleeuwen is geïntroduceerd, is de afgelopen decennia in aantal sterk achteruitgegaan. Onderzoek wees uit dat hun aanwezigheid bovenop dat van grote grazers extra diversiteit in de vegetatiestructuur brengt (Somers 2009).

Relatief recent afgezette duinzanden zijn pH-neutraal tot basisch als een gevolg van de daarin aanwezige schelpfragmenten. De door dit kalk aangestuurde bufferwerking dooft na verloop van tijd echter uit. Dit is door atmosferische uitloging, maar ook door feedbacks met de vegetatie. Door deze ontkalking is er een vrij abrupte omslag naar zure bodems (Provoost et al. 2004). Dit zien we in duingraslanden van relatief oude duinzanden terug. Mosduinen en duingraslanden op deze ontkalkte bodems verschillen aanzienlijk in de aanwezige (korst)mos- en vaatplantsamenstelling.

4.1.11. Duinstruweel en duinbos

Bij onverstoorde successie en dus verdere bodemontwikkeling gaan ook houtige soorten zich vestigen. Duindoorn speelt hierin een voorname rol: deze struik kan zich reeds bij een geringe bodemvorming vestigen, verdraagt een matige overstuiving goed, en is dankzij een symbiose met stikstoffixerende bacteriën goed tegen de ontberingen van het nutriëntarme zand gewapend. Wilde liguster, gewone vlier, eenstijlige meidoorn en roosorten kunnen het struweel diversifiëren, alsook zeldzamere specialisten als zuurbes en wegedoorn.

Hoewel geen enkele van de hier beschreven habitats gespaard blijft van biologische invasies, zijn een aantal van de meest prominente uitheemse soorten in het duinengebied zelf houtige soorten (bv. mahonia, boksdoorn, Amerikaanse vogelkers). Uit “exoten” opgebouwde struwelen zijn dan ook een algemeen verschijnsel geworden in het Vlaamse kustlandschap. Omdat zij nadeliger effect kunnen veroorzaken dan hun inheemse analogen (bv. rimpelroos versus duindoorn, Isermann 2008), worden sommige van deze soorten als ‘invasief’ bestempeld. Beheersingrepen dringen zich dan op (Adriaens et al. 2016).

Het aandeel kruidachtigen in duinstruweel is beperkt. Het betreft voornamelijk nitrofiele ruigtekruiden zoals hondsdrif, grote brandnetel en witte winterpostelein. De dense struwelen vormen wel een prima leefgebied voor vele zangvogelsoorten.

In principe kunnen verder voortgezette processen van bodem- en vegetatieontwikkeling leiden tot de vorming van duinbossen, indien zich spontaan boomsoorten vestigen (bv. wilg, berk, gewone esdoorn, gewone es, zomereik). Van oudsher, echter, komen in de duinen geen bossen van betekenis voor. Dit is voornamelijk een gevolg van de dynamiek van het systeem, maar ook van menselijke activiteiten. Grote, huidig aanwezige bosbestanden gaan nagenoeg allen terug op aanplantingen.

4.1.12. Duinvalleien

Waar depressies in het duinenlandschap voorkomen, die gedurende een min of meer lange tijd onder water staan, kunnen we van duinvalleien spreken. Van nature ontstaan zij waar stukken strand door duinvorming worden afgesnoerd (primaire duinvalleien), dan wel waar uitstuiving tot op de grondwatertafel plaatsvindt (secundaire duinvalleien). Aan de Vlaamse kust komt nagenoeg enkel dit laatste type voor. Ze zijn met name te vinden in het kielzog van de paraboolduinen die, parallel aan de kustlijn, in oostwaartse richting door de wind worden voortgeduwd.

In duinvalleien is met name de waterhuishouding bepalend voor hun ontwikkeling. Zoals aangegeven onder 2.3.4, is ons fundamenteel begrip van de hier geldende hydrologische processen over het algemeen goed. Niettemin staat de verwerving en verwerking van ecohydrologische data in de Vlaamse kustduinen nog in zijn kinderschoenen. Gelet op de vooruitgang inzake digitale terreinmodellering en het peilbuizennetwerk (cfr. WATINA; INBO 2016a) komen

toepassingsmogelijkheden echter steeds meer in beeld, zoals reeds gebeurd voor de Houtsaegherduinen en de Westhoek (Provoost et al. 2011a).

Deze vochtige tot natte, alkalische, relatief voedselarme milieu's zijn bijzonder rijk aan onder meer mossen, vaatplanten, invertebraten en amfibieën. Emblematische planten van typische duinvalleien (of 'pannes') zijn bv. de talrijke orchideeënsoorten. Afhankelijk van het successiestadium kan het bloeiaspect echter ook worden bepaald door algemenere soorten zoals Kattenstaart, Gele lis of Riet. Vooral pioniersstadia herbergen soms heel zeldzame en typische invertebraten (bv. kevers, sprinkhanen en spinnen), voornamelijk door hun zandige, warme en vochtige karakter. Een soort die het belang van deze habitats onderstreept is wellicht de Rugstreepd. Deze soort plant zich in het late najaar enkel voort in tijdelijke, erg ondiepe plassen met weinig vegetatie.

Door hun natuurlijke vormingswijze zijn duinvalleien ruimtelijk sterk begrensd en beperkt in oppervlak, meer nog dan andere duinhabitats. Door hun tijdelijke karakter zijn soorten van vroege duinvalleiestadia in een natuurlijk duinlandschap dan ook aan een sterke metapopulatiedynamiek onderhevig, waarbij dispersie een essentiële rol vervult. Onderzoek naar *Parnassia* aan de Westkust, bijvoorbeeld, wees uit dat genetische uitwisseling tussen parabooleenheden belangrijk is om inteelt te vermijden (Bossuyt 2007), maar ook dat dergelijke uitwisseling moeilijk verloopt ook al liggen deze eenheden vlakbij elkaar (Bonte et al. 2012). Indien een landschap een groot aantal populaties herbergt, treedt hiervoor voldoende buffer op; in andere gevallen moeten de nodige dispersiemogelijkheden worden voorzien. Onder 2.3.4 komen we op metapopulatiedynamica terug.

Indien ongemoeid, worden duinvalleien vrij snel door houtige soorten gekoloniseerd; eerst nog kruipwilg, later hogervermelde soorten. Daarom worden ook hier maaien en grazen als voorname beheersmaatregelen toegepast.

4.1.13. Duin-polderovergang

De overgang van duinzand naar polderklei kan variëren van heel scherp naar heel vaag (Sevenant et al. 2002b). Deze binnenduinrand wordt gekenmerkt door opkwellend grondwater vanuit de hoger liggende duinen. Het resulterende milieu was kalkrijk en nat, en aldus de ideale leefomgeving van een opmerkelijke diversiteit kruidachtige planten. Zij vertoont enige overeenkomst met duinvalleien, waar ondermeer orchideeën aspectbepalend kunnen zijn, maar wordt vegetatiekundig toch als verschillend aanzien (van Haperen 2009). De binnenduinrand is echter grotendeels ingelijfd bij het landbouwareaal van de polders, en in combinatie met waterontginning uit duinlichamen zijn deze milieu's in Vlaanderen dan ook nagenoeg compleet verdwenen.

4.1.14. Antropogene milieu's

Sterk antropogene habitats (harde mariene substraten op land, intensieve cultuurgraslanden, habitats in stedelijke omgeving...) worden hier niet onder het natuurlijk kustsysteemfunctioneren begrepen, en dus ook niet in detail uitgewerkt. Niettemin moet worden gesteld dat verschillende van deze habitats -althans op land- heel specifieke en kwetsbare soorten herbergen, zoals bijvoorbeeld het geval bij poelen (zie verder) en bunkers (cfr. vleermuizen, De Maeyer & Velter 2004).

4.2. Overkoepelende functies

4.2.1. Voedselweb

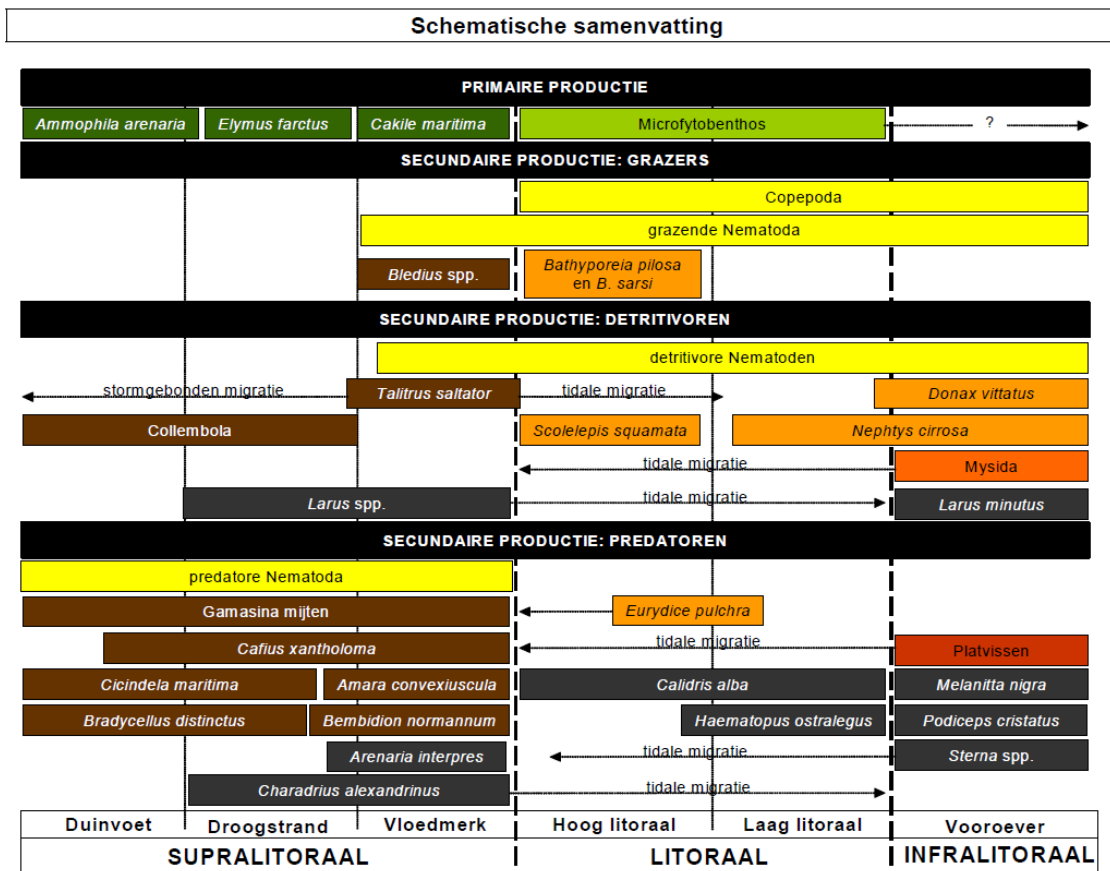
Een belangrijke functie van organismen in habitats betreft hun rol in het voedselweb. Dit begint met fyto-benthos (eencellige algen die op de bodem leven) en fytoplankton (eencellige algen die in het water leven) zoals verschillende soorten kiezelwieren. Deze algen vormen het voedsel voor bodemdieren zoals wormen, kleine kreeftachtigen en schelpdieren. Op hun beurt vormen die het voedsel voor krabben, vissen en vogels. Daarnaast zijn krabben en vissen ook voedsel voor vogels en voor zeezoogdieren. Zandbanken (zowel droogvallend als permanent onderwater staand) in estuaria en langs de kust zijn belangrijk als voedselgebied. Dit geldt voor broedperiodes, maar ook voor overwintering en migratie. In **estuaria** gaat het met name om Grauwe gans, Smient, Wintertaling, Krakeend, Tafeleend en Bergeend, Tureluur, Zilverplevier, Drieteenstrandloper en Scholekster. Speybroeck et al (2005) beschrijven de functies van organismen die leven op het **laagstrand** (Fig. x). Macrobenthische organismen vormen een belangrijke voedselbron voor vogels en epibenthische vissen (o.a. Schol *Pleuronectes platessa*) en macro-crustaceeën (o.a. Grijze garnaal *Crangon crangon*) (Mooij, 1982; Dankers et al., 1983; McLachlan, 1983; Hartmann-Schröder, 1996; Beyst et al., 1999; Stuer, 2001). De beschrijving van het Natura 2000 habitat (www.natura2000.vlaanderen.be) stelt dat de Belgische **kustbanken** een belangrijke ornithologische waarde hebben door de ligging tussen het Kanaal en het Deltagebied met zijn estuaria en andere waterrijke gebieden. Ze vormen belangrijke voedselgebieden voor diverse soorten broedvogels met als belangrijkste Grote stern, Visdief en Dwergstern. De Belgische kustbanken vormen vanaf de herfst tot de lente een belangrijk overwinteringsgebied voor visetende watervogels als Roodkeelduiker, Fuut en alkachtigen. Zwarte zee-eenden foerageren massaal in de ondiepe delen op tweekleppige schelpdieren. Ook Dwergmeeuwen migreren doorheen het gebied in internationaal belangrijke aantallen.

4.2.2. Kraam- en kinderkamer

Estuaria zijn belangrijke kraam- en kinderkamers voor mariene vissoorten (www.natura2000.vlaanderen.be). In het brakwatergedeelte vormen platvissen zoals Tong, Bot en Schar een belangrijke groep. Veel vissoorten, waaronder Diklipharder, maar ook Fint, Zee-prik, Rivierprik en Atlantische zalm, passeren tijdens hun paaimigraties tussen rivier en zee doorheen het estuarium. **Ondiepe zandbanken in zee die altijd onder water liggen** vervullen door hun invloed op de zeewaterstromingen een belangrijke rol in het transport van planktonische larven van o.a. platvissen en kreeftachtigen van de ondiepe voortplantingsgebieden naar de open zee (www.natura2000.vlaanderen.be). Nabij zandbankflanken komen de hoogste concentraties vis voor.

Speybroeck et al (2005) noemt ook de kinderkamerfunctie van het **laagstrand**. Een aantal platvissen (o.a. Schol *Pleuronectes platessa*, Tong *Solea solea*, Griet *Scophthalmus rhombus*, Tarbot *S. maximus* en Schar *Limanda limanda*) zijn in hun juveniele stadia voor wat betreft hun voedsel voor een belangrijk deel aangewezen op de intertidale infauna (Beyst et al., 1999): het intertidaal fungeert als “broedkamer” of “kinderkamer” voor deze soorten. Juveniele platvissen migreren met het hoogwater naar de intertidale zone en ontsnappen er aan predatoren uit diepere zones en vinden er ook voedsel (McLachlan, 1983; Gibson & Robb, 1996; Beyst et al., 1999; Gibson & Yoshiyama, 1999; Wilber et al., 2003). Dit geldt ook voor hyperbenthische organismen zoals Mysida (aasgarnalen) (Beyst et al., 2001a) en grote crustaceeën zoals de Strandkrab *Carcinus maenas* (Hunter & Naylor, 1993). Voor verschillende vis- en hyperbenthische soorten vormt de surfzone een migratieroute tussen verschillende broedkamers of tussen een broedkamer en het dieper mariene milieu (Beyst et al., 2001a, 2001b).

Schelpkokerwormen vormen aanhechtingsplaatsen voor jonge mosselen en andere juveniele schelpdieren (Rabout et al 2007). De **grindbedden** zijn gebieden die voorheen belangrijke broedkamers waren van de haring ([The Natural Richness](#)).



Figuur 39 –verspreiding van gekende taxa op Vlaamse stranden en hun trofische rol. Uit: Speybroeck et al (2005)

Hoofdstuk 5. Ecosysteemdiensten

Auteur: Katrien Van der Biest

5.1. Aanpak ecosysteemdienstenanalyse

5.1.1. Doelstelling

De kuststreek is gekenmerkt door een sterke verweving van ecologische en socio-economische belangen. Het concept van ecosysteemdiensten (de goederen en diensten die een ecosysteem aan mensen levert, MEA 2005) laat toe om het belang van een gezond functionerend ecosysteem als basis voor socio-economische welvaart expliciet te maken. Het geeft aan in welke mate verschillende sectoren afhankelijk zijn van het ecosysteemfunctioneren en van de ecosystemen/natuurwaarden langs de kust. Bij het ontwikkelen van een streefbeeld voor de kust is het cruciaal om naast ecologische doelstellingen (natuurdoelen) ook rekening te houden met deze verschillende socio-economische belangen (ecosysteemdiensten).

In dit hoofdstuk wordt op basis van de beschikbare kennis en gegevens een inventarisatie gemaakt van de ecosysteemdiensten die het kustecosysteem in zijn actuele toestand levert. De kaarten die gebruikt zijn voor de berekening van de ecosysteemdiensten, en de kaarten met de resultaten van de berekeningen worden in ArcGIS rasterformaat (resolutie 5x5m) vrij ter beschikking gesteld via het VLIZ.

5.1.2. Methodologie

Het kwantificeren van de ecosysteemdiensten in het huidige kustecosysteem gebeurt op basis van de functionele habitats zoals gekarteerd in 2.2.3 en beschreven in Hoofdstuk 3. Dit wil zeggen dat aan ieder habitattype een waarde wordt toegekend per ecosysteemdienst. Een enkele uitzondering wordt gemaakt voor die diensten waar een link tussen habitats en ecosysteemdiensten weinig direct is (bvb. recreatie) of kwantitatieve informatie ontbreekt (bvb. visserij). In dat geval worden cijfergegevens voor het ganse terrestrische of voor het ganse mariene deel eerder dan per habitat weergegeven. Aangezien de focus van de studie ligt op het ecologisch functioneren van het kustecosysteem en het omschrijven van de eigenschappen van een gezond kustecosysteem wordt hier minder belang gehecht aan een economische waardering van de diensten. Bovendien kan een analyse louter op basis van economische waarde een vertekend beeld geven. Zo kan het economische belang van recreatie zeer hoog liggen in een bepaald habitat, maar zouden we alles inrichten op het maximaliseren van recreatie dan leidt dit tot verlies van heel wat natuurwaarden. De resultaten in de huidige studie worden uitgedrukt als de jaarlijks gerealiseerde baten of als de totale aanwezige stock, en dit per habitattype (indien mogelijk) en geïntegreerd voor het ganse kustecosysteem. De totale oppervlakte van het kustduinendistrict bedraagt 77 km²; de totale oppervlakte van het BNZ bedraagt 3454 km². Een studie die zich meer richt op de economische waarde van het gebruik van het BNZ is de analyse uitgevoerd in het kader van de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (Belgische Staat 2012).

De kwantificering per habitat is verschillend al naargelang de beschikbare informatie. Voor de meeste terrestrische ecosysteemdiensten zijn biofysische modellen beschikbaar die berekenen hoeveel van de dienst geleverd wordt onder bepaalde omstandigheden (abiotische parameters zoals grondwaterdiepte en kalkgehalte, en biotische parameters zoals vegetatietype, landgebruik en beheer). De resultaten van deze berekeningen worden gebruikt om voor ieder habitat een gemiddelde levering per ecosysteemdienst te berekenen (met behulp van de Zonal Statistics tool in ArcGIS 10.3).

Indien geen modellen beschikbaar zijn wordt de benefit-transfer methode toegepast waarbij resultaten van lokale studies of van studies in andere, gelijkaardige gebieden als kengetallen worden geëxtrapoleerd naar habitats in (andere gebieden in) het Belgische kustecosysteem.

Biofysische modellen

Voor een groot aantal terrestrische diensten zijn biofysische modellen beschikbaar waarmee op hoge resolutie (pixels van 5x5m) schattingen gemaakt kunnen worden van de ecosysteemdiensten. Deze modellen (ontwikkeld in GIS) worden gedreven door een set van parameters (hydrologie, landgebruik, vegetatie, bodemkenmerken, ...) die een invloed hebben op de dienst en die ruimtelijk beschikbaar zijn (rasterkaarten).

Biofysische modellen kunnen zeer uiteenlopend van aard zijn, afhankelijk van de beschikbare kennis: statistisch, relationeel op basis van empirische gegevens of op basis van assumpties, ... Voor sommige diensten zijn de modellen gebaseerd op bestaande ecologische modellen (vb. meervoudig regressiemodel voor de voorspelling van koolstofstocks in de bodem van Meersmans et al. 2011), terwijl voor andere diensten verbanden tussen ecosysteemparemeters en de levering van ecosysteemdiensten afgeleid zijn uit literatuur (vb. gegevens over grondwateraanvulling op basis van bodemtextuur en landgebruik van 2007). In dit rapport wordt per dienst beschreven wat precies de baat is van de dienst en hoe die geleverd wordt in het kustecosysteem. Voor meer gedetailleerde informatie over hoe de berekeningen zijn gebeurd wordt verwezen naar het rapport van de studie “Evaluatie van de socio-economisch impact van het FLANDRE project op de lokale economie, bevolking en het herstel van de ecosysteemdiensten” (De Nocker et al. 2015), het rapport van de studie “Raming van de baten geleverd door het Vlaamse NATURA2000 netwerk” (Broekx et al. 2014) en naar de website van het ECOPLAN-project (www.ecosysteemdiensten.be).

De zeer hoge resolutie van de berekeningen is minder praktisch wanneer we op basis van ecosysteemdiensten een visie willen ontwikkelen voor een gebied van dergelijke omvang. Het is namelijk niet de bedoeling om per pixel van 5x5m een bestemming toe te kennen. Daarom wordt voor deze studie per habitat een gemiddelde waarde berekend voor iedere dienst, op basis van de resultaten van de gedetailleerde berekeningen. De beperktere variabiliteit in habitats en in abiotische omstandigheden vergeleken met de rest van Vlaanderen laat een dergelijke aanpak toe.

Kengetallen

Bij de benefit-transfer methode aan de hand van kengetallen gebeurt de extrapolatie op basis van habitattype omdat het in zekere zin een reflectie is van de abiotiek en ook informatie over biotiek bevat. Een aantal ecosysteemdiensten zijn niet of in zeer beperkte mate habitat-gebonden, zoals recreatie. Voor deze diensten worden, indien beschikbaar, cijfergegevens gebruikt op regionaal niveau (bijvoorbeeld gegevens over recreatieve visserij).

5.1.3. Selectie van ecosysteemdiensten

De ecosysteemdiensten die in deze studie beschouwd worden zijn geselecteerd op basis van de meest recente internationale classificatie van ecosysteemdiensten CICES v4.3 (CICES 2014, te vinden op www.cices.eu) en aanvullend de classificatie van mariene ecosysteemdiensten (Böhnke-Henrichs et al. 2013) die specifiek focust op een aantal mariene diensten die in de CICES indeling ontbreken.

Om een beeld te krijgen van het belang van de verschillende diensten in het kustecosysteem werd voor iedere dienst uit de samengestelde lijst een kwalitatieve beoordeling gemaakt **van het belang ervan in het kustecosysteem vroeger, nu en potentieel in de toekomst**. Daarbij krijgt de dienst een score 0 indien deze niet relevant is, x weinig belangrijk, xx belangrijk en xxx wanneer de dienst zeer belangrijk is. Deze beoordeling is een louter kwalitatieve inschatting volgens de onderzoekers binnen het consortium. In deze beoordeling wordt ook rekening gehouden met de **specificiteit van de dienst voor het kustecosysteem**. Zo kan het bijvoorbeeld zijn dat de bruto toegevoegde waarde van de drinkwatersector veel lager ligt dan die van de zandwinningssector maar er wordt een even groot belang aan gehecht (in deze kwalitatieve beoordeling met scores) omwille van de specificiteit van de duinen voor de drinkwatersector. Uit de lijst met diensten die nu en/of in de toekomst zeer belangrijk geacht worden, wordt nog een verdere selectie gemaakt. Daarbij wordt rekening gehouden met het **belang van de dienst in het afwegingskader**, waarbij de vraag wordt gesteld of de achteruitgang van een dienst zorgt voor een achteruitgang van de gezondheid van het ecosysteem, of het niet halen van één van de vooropgestelde langetermijndoelstellingen. Zo wordt bijvoorbeeld de dienst lokale klimaatregulatie (verkoeling), welke op zich een belangrijke dienst is voor de kust, niet weerhouden omdat deze onafhankelijk is van het lokale ecosysteemfunctioneren. Ook hebben de meeste van de culturele diensten geen rechtstreekse impact op het functioneren van het ecosysteem (met uitzondering van de druk van recreatie en toerisme). Tenslotte wordt ook rekening gehouden met de **beschikbaarheid van data**. Zo wordt de dienst 'beleving van omwonenden' niet apart beschouwd omdat de beschikbare gegevens hierover verstrengeld zijn met gegevens rond recreatie en toerisme.

Tabel 11 – Belang van de verschillende ecosysteemdiensten (volgens CICES 4.3 classificatie en classificatie mariene ecosysteemdiensten van Böhnke-Henrichs et al. 2013) in de kuststreek in België, vroeger, nu en in de toekomst. In zwart: diensten die in de verdere analyse worden meegenomen

Ecosysteemdienst		Marien	Terrestrisch kust	Belang in de kuststreek		
				Historisch belangrijk	Vandaag belangrijk	Kan potentieel belangrijk worden
Voorzienende diensten	landbouwproductie: gewassen, vee en afgeleide producten (bv. vlees, melk, ...)		x	xx	xx	xx
	wilde dieren uit terrestrische ecosystemen		x	0	0	0
	wilde planten uit terrestrische ecosystemen		x	x	0	x
	Visserijproductie: zeedieren (bv. vis, schaaldieren) en – planten, algen	x		xxx	xxx	xxx
	Aquacultuur: planten, algen en dieren uit in-situ aquacultuur	x		0	x	xxx

Ecosysteemdienst		Marin	Terrestrisch kust	Belang in de kuststreek		
	watervoorziening oppervlakte- en grondwater		x	xxx	xxx	xxx
	watervoorziening zeewater (bijv. koelwater industrie)	x		0	0	0
	abiotische energiewinning (wind, golven, getij)		x	x	xx	xxx
	houtproductie		x	x	x	x
	dierlijke materialen (bijv. pels, schelpen)	x	x	0	0	0
	andere materialen (bijv. zand)	x		0	xxx	xxx
	genetische, medicinale en cosmetische bronnen	x	x	0	x	x
Regulerende diensten	verdunding, filtratie en opslag van polluenten: luchtkwaliteit door afvang van fijn stof	x	x	0	x	x
	verdunding, filtratie en opslag van polluenten	x	x	0	xx	xx
	verminderen geur/geluid/visuele impact		x	x	x	x
	stabilisatie van waterniveaus (waterretentie en infiltratie)		x	xxx	xxx	xxx
	onderhouden van stromingen (bijv. voor onderhoud havengeul)	x		x	0	0
	bescherming tegen overstromingen vanuit de rivier		x	0	0	0
	bescherming tegen overstromingen vanuit de zee (abiotische en biotische structuren)	x	x	xxx	xxx	xxx
	mondiale klimaatregulatie (koolstofopslag in de bodem)	x	x	xxx	xxx	xxx
	mondiale klimaatregulatie (koolstofopslag in biomassa)	x	x	xxx	xxx	xxx
	regionale en lokale klimaatregulatie (bijv. verkoeling)	x		xxx	xxx	xxx
	waterkwaliteit (denitrificatie)	x	x	0	xxx	xxx
	waterkwaliteit (N, P opslag)	x	x	0	xxx	xxx
	pollinatie en zaadverspreiding		x	x	x	x

Ecosysteemdienst		Marien	Terrestrisch kust	Belang in de kuststreek			
	habitat voortplanting	voor	x	x	xxx	xxx	xxx
	natuurlijke plaag- en ziektebestrijding (incl. invasieve soorten)		x	x	x	x	x
Culturele diensten	beleving recreanten toeristen	van en	x	x	xxx	xxx	xxx
	beleving omwonenden	van	x	x	xxx	xxx	xxx
	gezondheidseffecten van contact met natuur		x	x	xxx	xxx	xxx
	educatie		x	x	xxx	xxx	xxx
	onderzoek		x	x	xxx	xxx	xxx
	culturele, spirituele en symbolische waarde		x	x	xxx	xxx	xxx
	niet-gebruikswaarde		x	x	xxx	xxx	xxx

5.1.4. Verwachte vraag naar ecosysteemdiensten

Met het oog op de ontwikkeling van de lange termijnsvisie wordt per ecosysteemdienst een analyse gemaakt van de verwachte vraag tegen 2100. Van sommige diensten, en vooral dan de mariene, is het namelijk zo dat ze in de toekomst sterk zullen toenemen (cfr. blue growth). Enkel op basis van de huidige levering van ecosysteemdiensten is het niet mogelijk een gefundeerde toekomstvisie te ontwikkelen. Er dient dan ook rekening te worden gehouden met de verwachte trend in ecosysteemdiensten en verder gekeken te worden dan de traditionele gebruiken van het kustecosysteem. Waar mogelijk wordt een kwantitatieve inschatting gemaakt van de toekomstige vraag naar deze dienst. Wanneer hierover geen data beschikbaar is blijft de analyse beperkt tot een beschrijving van de trend. Er wordt opgemerkt dat deze analyse slechts een ruwe schatting is.

5.2. Kwantificering

5.2.1. Voorzienende ecosysteemdiensten

5.2.1.1. Landbouwproductie

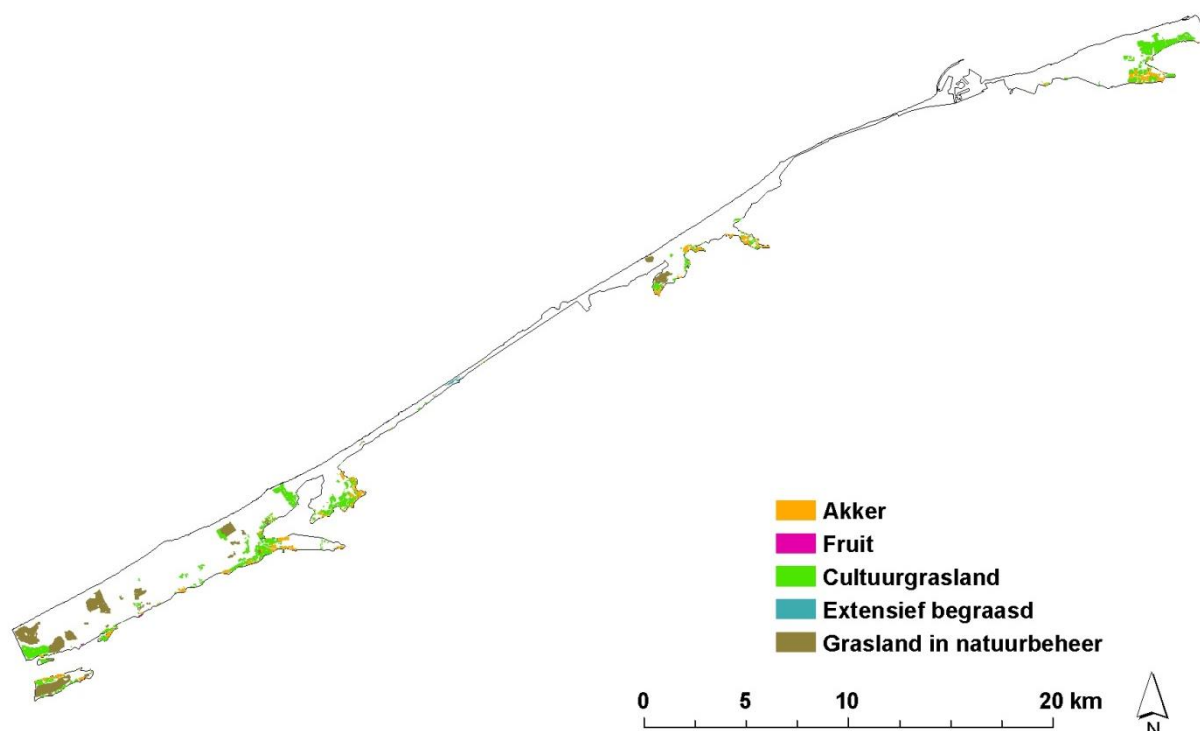
Beschrijving

De totale oppervlakte van landbouwgebied binnen de kustduinenregio (Figuur 40, Tabel 12) bedraagt 887ha (12%), wat erg laag is in vergelijking met een gemiddelde bedekking door landbouwgrond in Vlaanderen van 45% (VILT, 2013). De streek van de duinen is voor de meeste landbouwgewassen weinig geschikt. De hoge permeabiliteit en uitspoeling van de zandgronden zorgt er namelijk voor dat duingronden moeilijk water en nutriënten kunnen vasthouden. Onafhankelijk van het teelttype kunnen duingronden enkel intensief bewerkt worden middels kunstmatige middelen, zoals

nutriëntentoevoer. Anderzijds maakt de snelle uitspoeling het grondwater in de duinen ook uiterst kwetsbaar (Baeten Y. 1987). Op Figuur 56 is ook te zien dat er voor het duinengebied zeer grote overschrijdingen zijn van de richtwaarde voor nitraat in grondwater om een goede ecologische toestand te bereiken (Kaderrichtlijn Water). Vaak zijn duingronden ook droog en dienen zij bewaterd te worden tijdens warmere periodes, of op de overgang met de polders zijn ze vaak te nat waardoor drainage nodig is. Dat zorgt ervoor dat landbouwactiviteiten in de duinen relatief kleinschalig zijn gebleven in vergelijking met andere gebieden in Vlaanderen.

De meeste landbouwactiviteiten bevinden zich op de duin-polder overgang. Bijna 60% van de huidige landbouwgebieden in de duinen (463ha) bevindt zich binnen de perimeter van de ‘voor de duinen belangrijke landbouwgebieden’ en 82ha is landbouw in ‘beschermde duinengebied’. Dit betekent dat resp. geen bijkomende uitbreiding of verkaveling mogelijk is of maatregelen ter bescherming van natuurwaarden gelden (gebruik van pesticiden etc.). Naast de 900ha landbouwgrond wordt volgens de landbouwgebruikskaart (VLM 2013) nog zo’n 436ha als natuurgrasland bewerkt (extensief begraaasd of gemaaid), en wordt 9ha niet-landbouwgrond op basis van een gebruikersovereenkomst begraaasd (Tabel 12). Uiteindelijk blijft er zo’n 342ha landbouwgrond over die onder geen beschermend statuut valt en niet als natuurgrasland beheerd wordt.

Landbouwproductie op zich resulteert niet noodzakelijk in sterke conflicten met andere diensten of met natuur. Het is de intensivering van de productie die ervoor zorgt dat conflicten ontstaan. Uitspoeling en verstuiwing van meststoffen en ammoniak vervlieging zorgen ervoor dat de typische duinnatuurtypes die gebonden zijn aan schrale gronden omgevormd worden tot meer universele habitattypes, waardoor specifieke soorten achteruit kunnen gaan. In helmduinen zorgt verrijking voor een versnelde successie naar grasland en struweel en fixatie van het duin, waardoor ze minder dynamisch worden en minder weerbaar tegen zeespiegelstijging. Ook de regulering van de waterhuishouding ten behoeve van landbouw (irrigatie op droge gronden, drainage op natte gronden) veroorzaakt een druk op aangrenzende gebieden. Zo komt er bepaalde plaatsen op de overgang duin-polder minder kwel voor als gevolg van afwateringsgrachten in de polder (Zwaenepoel et al. 2004). Kunstmatige drainage verlaagt plaatselijke waterretentie en bedreigt daarvan afhankelijke natuur en ecosysteemdiensten zoals waterkwaliteitsregulatie. Irrigatie langs de andere kant veroorzaakt conflict met drinkwatersector door gebruik van dezelfde reserves, verlaagt de grondwatertafel en bedreigt eveneens natuurtypes die afhankelijk zijn van kwel. Akkergewassen hebben bovendien een hogere evapotranspiratie dan de meeste duinhabitattypes wat bijkomend druk legt op grondwaterreserves. Landbouwgronden zijn ook mede verantwoordelijk voor versnippering van natuurgebieden en vormen een belemmering voor natuurlijke dynamiek en zandverstuiwing (Provoost en Hoffmann 1997).



Figuur 40 – Landbouwgebruik in de ecoregio kustduinen (VLM 2013)

Tabel 12 – Oppervlakte landbouwgrond in kustduinenregio volgens gewasgroep (VLM 2013)

Gewasgroep	Oppervlakte (ha)
Akker (maïs, graan, groenten)	230
Fruit	2
Cultuurgrasland (tijdelijk en permanent)	656
Extensief begraasd (niet-landbouw)	8
Gras in natuurbeheer (niet-landbouw)	436
Totaal	1332

Kwantificering

Om een idee te krijgen van de waarde van de landbouwsector in de duinen kan gebruik worden gemaakt van het bodemgeschiktheidssysteem voor land- en tuinbouw (Bollen 2012). Dit systeem kent aan ieder type bodem een geschiktheidsklasse toe, op basis van grondwaterdiepte, textuur en profielontwikkeling. Een geschiktheidsklasse groepeerde die bodems die voor eenzelfde teelt en dezelfde teeltvoorwaarden (bewerking, bemesting,...) nagenoeg dezelfde opbrengst geven tegen ongeveer gelijke kostprijs. Er wordt uitgegaan van 5 bodemgeschiktheidsklassen op basis van het rendement, uitgedrukt in % van het optimale rendement op de beste bodem (Broekx et al. 2014).

- Klasse 1: zeer geschikt 90-100%
- Klasse 2: geschikt 75-90%
- Klasse 3: matig geschikt 55-75%
- Klasse 4: weinig geschikt 30-55%
- Klasse 5: ongeschikt 0-30%

Dit systeem beoordeelt louter de fysische geschiktheid van de bodem voor een bepaalde teelt en houdt geen rekening met beperkingen inzake natuurbescherming. Voor de duinen is de gemiddelde geschiktheidsscore voor de meest geschikte gewasgroep op duinbodem (glasteelt of boomkwekerij) 2,9, wat overeenkomt met een rendementsverlies van minimum 25% ten opzichte van een teelt op zeer vruchtbare bodem. Op basis van het maximale rendement voor intensieve akkerbouw van 2500 à 3000 €/ha/j (gebaseerd op landbouwkundige resultatenrekening rekening houdend met kosten en opbrengsten, gemiddelde voor de jaren 2009 t/m 2010 (Broekx et al. 2014)), kan een inschatting gemaakt worden van het rendement voor akkerbouw op duingronden (tabel Appendix 2). Voor bio-akkerbouw zonder gebruik van herbiciden en pesticiden wordt een rendementsverlies van 13% aangenomen (Seufert et al. 2012).

Op verschillende plaatsen in de kuststreek worden grazers ingezet ten behoeve van natuurbeheer. Hoewel dit in de eerste plaats niet bedoeld is als economische activiteit wordt er wel een zekere opbrengst gecreëerd. Indien we rekening houden met een maximale begrazingsdruk voor kalkrijke duingraslanden van 0,06 à 0,1 grootvee-eenheden en voor kalkarme duingraslanden 0,03 à 0,05 (van Wijk et al. 2006), en met een hogere prijs voor organisch vlees ten opzichte van niet-organisch vlees, dan bedraagt de gemiddelde opbrengst voor een extensief begraasd kalkrijk en kalkarm duingrasland respectievelijk 24 à 50 en 12 à 25 €/ha/jaar (gebaseerd op de maximale opbrengst voor hoog-productieve graslanden van 2000 à 2500 €/ha/j voor de jaren 2009 t/m 2010, Broekx et al. 2014).

Verwachte vraag

De vraag naar landbouwgronden is in het sterk verstedelijkte Vlaanderen groot. Dat maakt dat er ook voor minder geschikte gronden zoals de duingronden met grof zand er een vraag is naar landbouwproductie. Ook kunnen de duinen voor sommige teelten net extra voordelen opleveren ten opzicht van andere gronden, zoals glasteelt. Een verandering in consumptiepatronen kan dus leiden tot een hogere druk op de duinen. Er wordt verwacht dat de vraag naar landbouwproductie door de toename van de bevolking zal stijgen. Landbouwproductie kan verhoogd worden door meer grond te bewerken (al dan niet in combinatie met andere doelen zoals natuur of recreatie) of grond intensiever te gaan bewerken. Hoewel een groot deel van het bestaande landbouwgebied is aangeduid als 'voor het duingebied belangrijk landbouwgebied' en er wettelijk gezien geen mogelijkheid is voor uitbreiding van landbouwinfrastructuur, nemen we aan dat de vraag naar landbouwproductie in de duinen evenredig zal toenemen met de verwachte bevolkingsgroei tegen 2100. Daarbij wordt gekeken naar de demografische verwachtingen voor Vlaanderen, eerder dan naar de kuststreek aangezien de afzet van landbouwproducten meestal op grotere schaal gebeurt. Momenteel wordt de landbouwproductie in de duinen geschat op 0,73 miljoen € per jaar, waarvan 38% gerealiseerd wordt door akkerbouw en 62% door veeteelt. De opbrengst in € wordt hier gebruikt als indicator voor de productiviteit waarbij er geen rekening wordt gehouden met mogelijke toekomstige fluctuaties in de economische waarde van verschillende landbouwproducten. Bij een verwachte stijging van bevolking met 13% tegen 2100 (stagnatie van de groei voorbij 2060), zal een toename van de productie tot 0,82 miljoen € per jaar nodig zijn. Ruimtelijk gezien zou dit betekenen een uitbreiding met 69 ha indien alles akker wordt, of 111 ha grasland (5 GVE/ha), of 16400 ha extensief begraasd grasland (0,1 GVE/ha).

Veranderingen in het klimaat en technologische ontwikkelingen kunnen ook een impact hebben op landbouwproductiviteit. Een vervroeging van het kiemseizoen en verhoging van de temperatuur kunnen een positieve impact hebben op de productie (VMM 2014). Anderzijds zorgt toenemende droogte tijdens de zomer voor een grotere behoefte aan kunstmatige irrigatie op drogere gronden, en vernatting tijdens de winter voor meer nood aan drainage, wat het conflict tussen waterwinning en

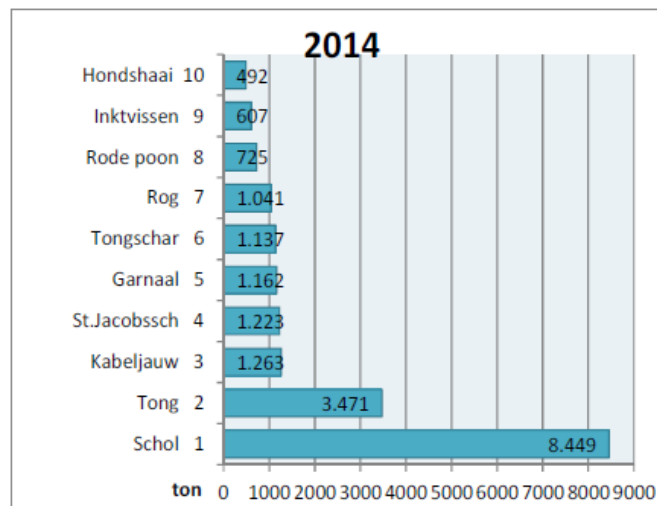
natuur kan intensifiëren. Technologische ontwikkelingen in de bio-economie (VMM 2014) zoals nieuwe teelten, teelttechnieken of waterzuivering kunnen conflicten tussen landbouw en andere ecosysteemdiensten mitigeren. Socio-economische veranderingen op gebied van voedselconsumptie (vb. beleid in supermarkten en in voedselverwerkingssector, tuinkweek, ...) kunnen de vraag naar landbouwproductie eveneens beïnvloeden.

5.2.1.2. Visserijproductie

Beschrijving

De ecosysteemdienst visserijproductie betreft enkel de visvangst die voor commerciële doeleinden bestemd is. Het deel van de vangsten die door recreatieve vissers worden gerealiseerd, wordt besproken onder de culturele diensten.

Het belang van de visserijsector in België is de afgelopen eeuw zeer sterk achteruitgaan. Een aantal oorzaken kunnen hiervoor opgesomd worden (Tessens 2015), maar de belangrijkste naar ecologisch functioneren toe zijn de afname van de visbestanden en de quota-beperkingen die door de Europese Unie worden opgelegd om te voorkomen dat visbestanden verder ineenstorten en om popluatiebestanden te laten herstellen. Ondanks de afname van de visbestanden blijft de Noordzee een zeer belangrijk gebied voor de visserijsector. De toevoer van water via de Atlantische Oceaan en via een aantal belangrijke grote rivieren maken namelijk een hoge productie van plankton en dus voedselbestanden voor vis mogelijk. Van de totale visvangst ter wereld blijkt 5% afkomstig te zijn uit Europa, de Belgische visvangst bedraagt hiervan 0,2% (FAO 2015 in Polet et al. 2015). De belangrijkste vissoorten die vandaag gevangen worden in het BNZ zijn schol, tong, kabeljauw, Sint-Jacobsschelp en garnaal (Figuur 41). De boomkor is de meest gebruikte methode voor commerciële zeevisserij.



Figuur 41 – Aanvoer van de 10 belangrijkste vissoorten in Belgische en vreemde havens in 2014 (Tessens 2015)

Behalve het risico op overbevissing en verstoring van het evenwicht in het voedselweb zijn er een aantal belangrijke effecten van de visserij op het kustecosysteem en op de ecosystemendiensten die het levert (Polet et al. 2015):

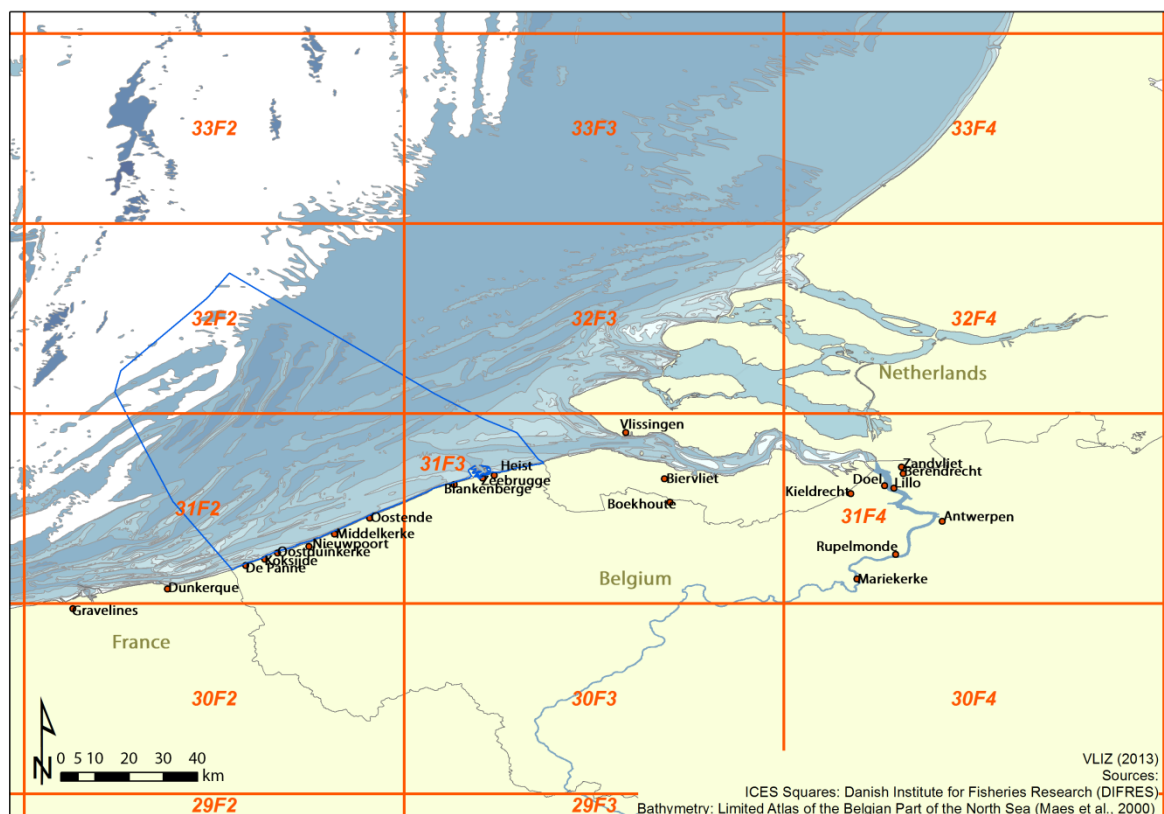
- Omwoelen van de bodem en verstoring van het aanwezige habitat en benthosgemeenschappen. Dit kan een negatieve impact hebben op de visserijsector zelf door aantasting van habitat van juveniele stadia van vissen (zie Kraam- en kinderkamer) en van habitat van soorten waar vissen zich mee voeden.
- Bijvangst van andere vissoorten en teruggooi, bijvangst van zeevogels en zeezoogdieren, spookvissen door achtergebleven visnetten. Net als bij overbevissing kan het evenwicht in het voedselweb verstoord worden waardoor excessieve populatiegroei van andere soorten kan ontstaan (vb. algen). Daarnaast neemt ook de druk op zeldzame soorten toe.

Zowel op Belgisch als op Europees niveau worden momenteel verschillende inspanningen geleverd om de impact van visserij op het mariene ecosysteem te beperken, zoals het Gemeenschappelijk Visserijbeleid (EU) en de afbakening van enkele zones voor bescherming van de bodemintegriteit (Marien Ruimtelijk Plan 2014). In het Marien Ruimtelijk Plan wordt geen verdere afbouw van de visserijsector voorzien en blijven de huidige visserijgronden (met uitzondering van de veiligheidszone rond windmolenparken) toegankelijk. Wel worden maatregelen voorzien om de duurzaamheid van de sector te stimuleren, zoals aanpassingen aan de vaartuigen om de bodemschade te beperken.

Kwantificering

De meest recente en meest gedetailleerde cijfergegevens die voor ons beschikbaar werden gesteld om een inschatting te maken van het belang van het Belgisch deel van de Noordzee in het leveren van de dienst visproductie zijn afkomstig van het STECF van de Europese Commissie (STECF 2014) en werden door ILVO in het kader van deze studie geëxtraheerd (Tabel 13). Het betreft de aanlandingen van de vis gevangen in 2013 in de vier ICES rectangles (31F2, 31F3, 32F2 en 32F3) waarin het Belgisch deel van de Noordzee ligt (Figuur 42). De cijfers zijn dus inclusief de vangsten in Franse, Britse en Nederlandse wateren binnen deze rechthoeken. In vergelijking met de jaarrapporten van de Belgische zeevisserijsector (ILVO) geeft deze data een nauwkeuriger beeld van het belang van het BNZ omdat de rectangles nauwkeuriger het BNZ omsluiten en omdat ze ook de vangsten bevatten van buitenlandse vissers in deze zone, al dan niet met aanlanding in België.

Indien we veronderstellen dat de oppervlakte van het BNZ ongeveer $\frac{1}{3}$ ^e van de totale oppervlakte van het mariene deel van de 4 ICES rectangles beslaat en de visvangst gelijk is verdeeld over de 4 rectangles dan bedraagt de totale vangst in het BNZ ongeveer 4.700 ton/jaar (Tabel 13).



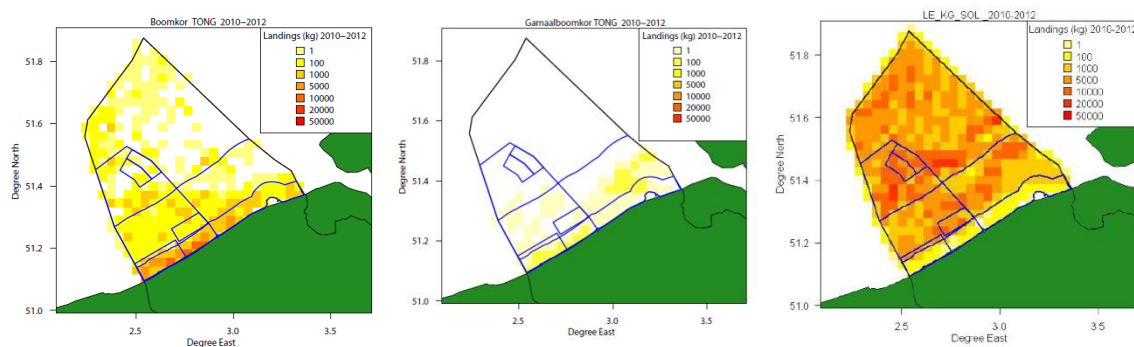
Figuur 42 – Ligging van de ICES rectangles die het BNZ overlappen (31F2, 31F3, 32F2 en 32F3)

Tabel 13 – Vangsten (ton) 2013 in ICES rectangles 31F2, 31F3, 32F2 en 32F3 (STECF 2014). Data aangeleverd door ILVO i.k.v. project Ecosysteemvisie Kust

Soort	BE	DK	UK	FR	D	NL	Totaal per soort
Zeebaars	13.2	1.5	0.1	23.5	1.0	66.0	105.3
Kabeljauw	34.6	0.0	1.1	59.6	0.6	313.0	409.0
Noordzeekrab	4.7	0.1	0.0	0.1	0.5	7.0	12.4
Grijze garnaal	868.8			14.9		2107.0	2990.6
Schar	77.7	1.2	0.8	24.5	1.7	818.0	924.0
Bot	284.8		0.1				284.8
Haring				5.1			5.1
Horsmakreel	8.2			23.2		170.0	201.4
Tongschar	14.7	0.0	0.2	6.1	0.1	135.0	156.1
Makreel	6.8			18.5	0.0	34.0	59.3
"other species"				153.1			153.1
Europese Sardine				1.7		2.0	3.7
Schol	611.2	1.3	3.6	203.8	1.9	3197.0	4018.8
Roggen		0.2		10.9		0.0	11.1
Zandspiëring				4.6			4.6
Haaïen				0.6			0.6
Tong	251.0	25.3	6.2	639.3	22.0	3056.0	3999.8

Soort	BE	DK	UK	FR	D	NL	Totaal per soort
Tarbot	6.3	0.5	0.7	29.9	0.3	216.0	253.8
Wijting	8.3		0.3	81.9	0.1	303.0	393.6
totaal per land	2190.2	30.2	13.1	1301.2	28.2	10424.0	13987.0

Daarnaast is er het werk van Pecceu et al. (2014) waar op basis van de activiteiten van Belgische, Nederlandse en Engelse vaartuigen in het BNZ en de logboekgegevens een inschatting werd gemaakt van de visvangst per cel van 3 x 3 km (Figuur 43). De resultaten van deze studie geven een indicatie van welke zones in het BNZ voor welke vissoort belangrijk zijn. Op die manier kan een verband gelegd worden tussen habitattypes en visserijproductie. De data is echter enkel in pdf versie beschikbaar (niet de rasterdata zelf), met een opsplitsing van de vangsten per métier (demersale boomkor en garnalenboomkor) en per land (geen kaarten opgenomen van de gesommeerde data). Het is dus niet mogelijk om op kwantitatieve wijze een link te leggen tussen habitats en visserijproductie.



Figuur 43 – Voorbeeld van data uit het werk van Pecceu et al. (2014). Ruimtelijke spreiding van de vangst van tong in 2010-2012 voor de Belgische boomkorvisserij (links), de Belgische garnalboomkorvisserij (midden) en de Nederlandse boomkorvisserij (rechts)

Een andere studie uit 2012 (LECOFISH, Maes et al., 2012) tracht intensieve viszones in het BNZ in kaart te brengen op basis van lokale ecologische kennis (interviews met vissers actief in de periode 1960-2010). De gebieden die door vissers werden aangeduid komen vaak overeen met de zones met hoge biomassa-productie en/of zones met mogelijkheden om te schuilen. Zo zijn ondiepe zandbanken met gevarieerde structuur en milieu (sedimentsamenstelling), scheepswrakken, grindbedden en onderwaterriffen (zowel natuurlijke als artificiële) hotspots voor biodiversiteit en bodemleven (zie paragraaf 4.1), en trekken dus veel vis aan. Vooral de flanken van zandbanken werden vaak vermeld als goede visgronden. Kabeljauw blijkt verspreid voor te komen in het BNZ met verhoogde concentraties rond scheepswrakken. Zeebaars komt eveneens vaak voor rond scheepswrakken. Tong is gebonden aan de iets warmere wateren van het BNZ en wordt dus vooral gevonden ter hoogte van de banken het dichtst bij de kust (Vlaamse banken en kustbanken). Garnaal is eveneens gebonden aan warmer water en wordt op gelijkaardige plaatsen als tong gevonden. Garnaal komt meer voor in het oosten van het BNZ wat mogelijks verklaard kan worden door de aanvoer van nutriëntenrijk water vanuit de Schelde. Schol wordt vooral gevestigd in het westen van het BNZ en ter hoogte van de Hinderbanken. Uit het onderzoek blijkt ook dat er voor sommige soorten variatie zit in de visgronden over de jaren heen. Verschillende internationale onderzoeken tonen ook aan dat platvissoorten actief riffen van *Chaetopterus* sp. en *Lanice conchilega* opzoeken omwille van de hoge beschikbaarheid aan voedsel (review door Salomidi et al. 2012). Ook voor artificiële riffen zoals windmolenfunderingen is

aangetoond dat verhoogde concentraties aan commercieel interessante vis voorkomen (Reubens et al. 2013).

Verwachtte vraag

De visserijsector is voor de kuststreek een belangrijke economische speler. In de afgelopen decennia is de sector onder druk komen te staan, onder andere door overbevissing en dreiging van het verdwijnen van bepaalde soorten uit het BNZ. Om dit te vermijden, visbestanden de kans te geven terug aan te groeien en overleving van de visserijsector in de toekomst te garanderen werd door de Europese Unie een wettelijke limitering van de totale toegestane vangst per soort per jaar (Total Allowable Catch, TAC) geïntroduceerd. Voor deze visie wordt er vertrokken van de aanname dat de vraag vanuit de sector gericht is op het maximaliseren van de vangst tot op de grens waarop de duurzaamheid van het bestand niet in het gedrang komt (maximale duurzame opbrengst). Deze kan jaarlijks variëren, afhankelijk van de stocks in de voorbije jaren, en vormt een belangrijke basis voor het stellen van de TAC's. Naar de toekomst toe is het waarschijnlijk dat door de toename van de bevolking (13% tegen 2100) de vraag naar visproductie zal vergroten. De vraag kan slechts ingevuld worden tot op het niveau van de TAC's. Een verhoging van de visproductie is mogelijk indien de jaarlijkse TAC's niet benut worden of indien visbestanden aangroeien en TAC's hieraan aangepast worden. Voor deze visie worden volgende aannames gemaakt voor maximalisatie van visproductie:

- Om de volledige quota (verdeling van de TAC over verschillende landen) te benutten stellen we hier dat vissers toegang willen hebben tot zoveel mogelijk visgronden. Dit wil zeggen: geen afsluiting van visgronden in functie van natuurbeleid, nieuwe economische ontwikkelingen of kustveiligheid.
- De kraamkamerfunctie van bepaalde habitats dient zo goed mogelijk beschermd te worden om visproductie te genereren (zie verder). Aantasting van deze habitats is vanuit het standpunt van de visserijsector niet gewenst.
- Daarnaast is het vanuit de sector en gezien de verwachte demografische groei ook wenselijk dat visbestanden toenemen. Dit is mogelijk door een verhoogde primaire productie en consumptie door hogere trofische niveaus, bijvoorbeeld door een grotere aanvoer van nutriënten of door klimaatverandering.

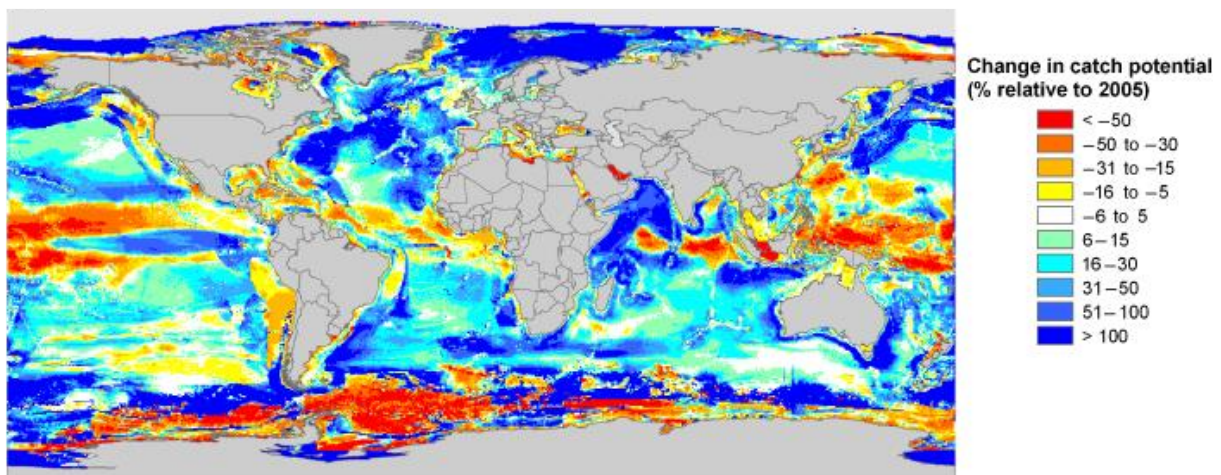
Belgische vissers hebben toegang tot visgronden van andere EU-lidstaten en zo ook hebben andere lidstaten toegang tot het BNZ. De gegevens in verband met TAC quota en quotabenuutting (Tabel 14) zijn geldig voor de verschillende Europese visgronden waar Belgische vissers mogen vissen. Het is op basis van deze gegevens niet mogelijk een inschatting te maken van de benutting, toestand of overbevissing van de visstocks in het BNZ. Wel geeft het een beeld van de mate waarin aan de Belgische vraag naar visserijproductie wordt voldaan, en of er nog mogelijkheden zijn voor toename van de productie, om aan de verwachte toename van de vraag tot 2100 te kunnen voldoen. Uit Tabel 14 blijkt dat de quota momenteel maar voor 76,9% wordt benut en dat er dus nog ruimte is voor productiegroei. Eén van de redenen waarom de quota niet volledig worden benut is om de visprijzen voldoende hoog te houden om de sector rendabel te maken (Rederscentrale 2015).

Tabel 14 – Quota en quotabenuutting (ton/jaar) voor de Belgische visserij in 2014 (Tessens et al. 2015). De lidstaten kunnen de initieel toegekende quota onderling ruilen. De effectieve quota is de quota na ruiling

Soort	Effectieve quota (na ruiling)	Vangst	Benutting (% van het effectief)
Schol	9684,3	8867,5	91,6
Tong	3807,2	3603,2	94,6
Zeeduivel	2953,2	993,3	33,6
Kabeljauw	1707,2	1480,3	86,7
Rog	1032,4	1050,9	101,8
Langoustines	930,7	502,8	54,0
Schar en bot	833,0	669,4	80,4
Tonschar en witje	681,0	665,3	97,7
Schartong	661,0	188,8	28,6
Haring	551,0	27,1	4,9
Wijting	505,5	360,0	71,2
Witte koolvis	420,0	83,9	20,0
Heek	308,9	60,3	19,5
Tarbot en griet	290,0	274,6	94,7
Schelvis	249,4	205,8	82,5
Leng	130,3	96,6	74,1
Horsmakreel	75,0	73,8	98,4
Zwarte koolvis	72,0	6,7	9,4
Makreel	62,9	55,5	88,2
Andere soorten	50,0	0,0	0,0
Sprot	27,0	0,4	1,5
Torsk	6,0	0,0	-
Roodbaars	0,0	0,0	-
Doornhaai	0,0	0,0	-
Ansjovis	0,0	0,0	-
Kever	0,0	0,0	-
Blauwe wijting	0,0	0,0	-
TOTAAL	25037,9	19266,1	76,9

Uit onderzoek (Cheung et al. 2010) blijkt dat door de klimaatverandering en de toegenomen primaire productie de visstocks in het BNZ en in de meer noordelijke wateren tot 2055 zullen toenemen met minstens 6 à 15% (Figuur 44). Deze stijging kan deels of volledig tegemoet komen aan de verwachte vraagstijging als gevolg van bevolkingsgroei. Andere klimaatfactoren kunnen de visserijsector positief of negatief beïnvloeden. Sommige soorten zullen wel varen bij een stijging van de zeewatertemperatuur, terwijl andere soorten het moeilijker zullen krijgen. Kabeljauw trekt bijvoorbeeld verder naar het noorden waardoor vissers een langere afstand moeten afleggen. Anderzijds kunnen ook nieuwe commerciële soorten uit het zuiden migreren en opportuniteiten vormen voor Belgische vissers, zoals zeebarbeel of zonnevis (Van den Eynde et al. 2011). Voor 2/3^e van de commerciële vissoorten is in de afgelopen 25 jaar reeds een wijziging in de ruimtelijke verspreiding

opgetreden (Perry et al. 2005). Door verschuiving van het seizoen van planktonbloei wordt het fenologisch evenwicht in het voedselweb verstoord en verhoogt de kwetsbaarheid van sommige soorten, zoals kabeljauw (EEA 2015). De invasie van nieuwe soorten als gevolg van klimaatverandering kan bijkomend zorgen voor een verstoring van het mariene ecosysteem en economische verliezen teweegbrengen. Voor oceaanzuurings als gevolg van verhoogde CO_2 absorptie geldt hetzelfde. Kalkrijke organismen zoals mosselen en wulken kunnen het moeilijker krijgen terwijl bepaalde zeegrasen (die momenteel ook niet voorkomen in het BNZ) voordelen halen uit verzuring. Tenslotte dient er ook rekening te worden gehouden met de druk van niet-aangegeven vangsten van kleine vaartuigen en recreatief hengelen op de visserijsector. Deze hebben een negatieve invloed op de visbestanden en kunnen de TAC's verlagen.



Figuur 44 – Verwachte toename van de potentiële visvangst (10-jarig gemiddelde) van 2005 tot 2055 als gevolg van klimaatverandering (Cheung et al. 2010)

Om te vermijden dat in de toekomst niet voldaan kan worden aan de vraag naar visserijproductie kan ook gezocht worden naar alternatieve bronnen. In België wordt er momenteel volop geëxperimenteerd met aquacultuurproductie (zie 5.2.1.3). Wanneer rendabele aquacultuurproductie mogelijk blijkt in het BNZ kan dit in de toekomst een deel van de toenemende vraag naar visserijproducten opvangen. In Nederland wordt momenteel ook geëxperimenteerd met nieuwe voedselbronnen ('novel food'), zoals zeewier, welke als aanvulling kunnen dienen op visserijproductie.

5.2.1.3. Aquacultuurproductie

Beschrijving

Historisch gezien was de oesterkweek in het Belgische kustgebied vrij belangrijk. Vandaag is aquacultuurproductie in Belgische kustwateren echter zeer beperkt en overwegend experimenteel. De belangrijkste commerciële productie wordt gerealiseerd in de Spuikom in Oostende waar in totaal 9 ha wordt gebruikt voor de kweek van platte oester en holle oester.

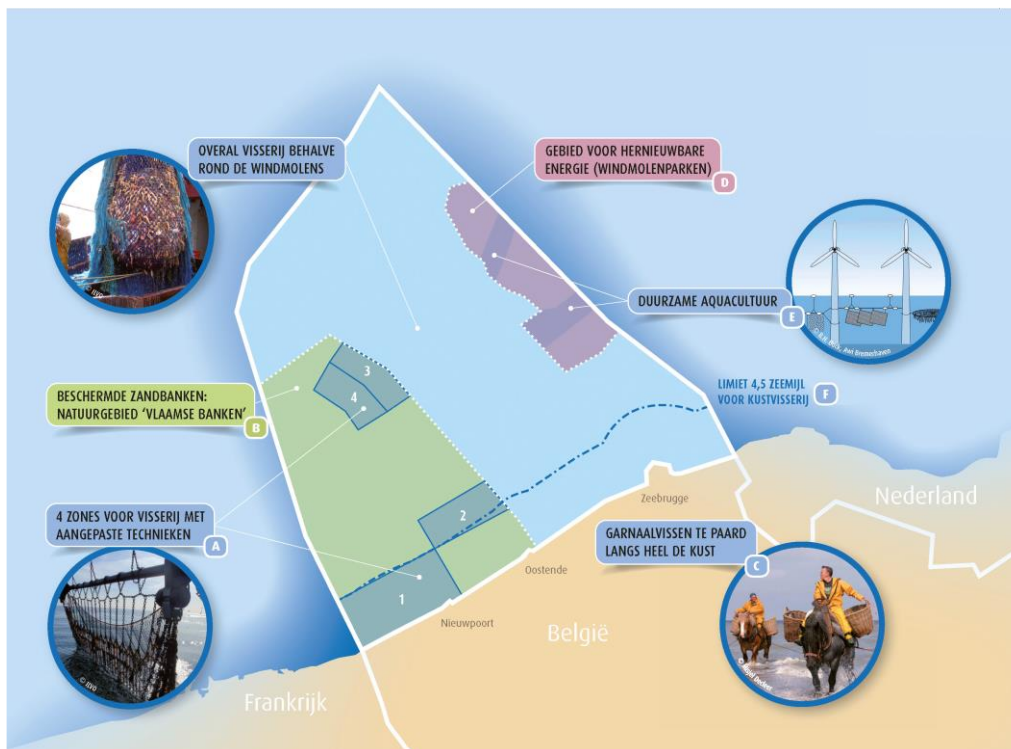
Andere experimenten waren slechts tijdelijk van aard, zoals het uitzetten van gekweekte tarbot en tong met het oog op het aansterken van de stocks van deze soorten (Delbare et al. 2015). In het Mariene Ruimtelijke Plan zijn ter hoogte van de windmolenparken zones voorzien voor het experimenteren rond de mogelijkheden van aquacultuurproductie met hangende structuren. Gezien

het belang van mossel- en oesterbanken in de nutriëntencyclus (zie verder) kan deze dienst in de toekomst aan belang toenemen. Ook naar kustverdediging toe kunnen structuren voor aquacultuurproductie op zee mogelijks voordelen opleveren (Delbare et al. 2015).

Verwachte vraag

Momenteel is mariene aquacultuurproductie in België geen economische activiteit. Er wordt wel al geruime tijd geëxperimenteerd met de mogelijkheden van aquacultuurproductie in het BNZ. Toename van de bevolking, verandering van het klimaat, druk op de visserijsector, technologische ontwikkelingen en win-win situaties met andere ecosysteemdiensten kunnen er mogelijks voor zorgen dat zich wel een economische markt voor aquacultuurproductie ontwikkelt. Ook op wereldschaal wordt verwacht dat aquacultuurproductie tussen 2000 en 2030 zal toenemen met 0,4 à 5,3% (Brugère en Ridler 2004). Aquacultuur is volgens het Mariene Ruimtelijke Plan beperkt tot twee concessiegebieden binnen het gebied voor winning van windenergie (**Error! Reference source not found.**). Hoewel de ruimte voor deze ontwikkeling beperkt is, wordt deze nu nog niet benut. Deze zone ligt echter op grote afstand van de kustlijn. Dichter bij de kust, waar met andere ecosysteemdiensten dan deze offshore win-win situaties kunnen optreden, is geen ruimte voorzien.

Voor het maximale scenario voor deze dienst gaan we ervan uit dat de huidige zones bestemd voor aquacultuurproductie in de eerste plaats benut zullen worden, en dat bijkomend ook productie dicht bij de kust wenselijk is. In theorie kan verwacht worden dat op alle plaatsen waar de fysische vereisten voor de groei van mossels, oesters etc. geschikt zijn en waar exploitatie op rendabele wijze kan gebeuren, er een vraag zal zijn voor aquacultuurproductie. Net als voor de visserijsector is het wenselijk een zo hoog mogelijk primaire productie te hebben die doorstroomt naar hogere trofische niveaus. De meest kansrijke vormen van aquacultuur op het Belgisch Continentaal Plat zijn de kweek van schelpdieren (met name mosselen) en de kweek van zeewieren (volgens het AquaValue project, 2015).



Figuur 45 – Ruimte voor visserij en aquacultuur. Uit Maes en Seys, Ruimtelijke planning op zee: waar België goed in is, de Grote Rede 39, 2014

5.2.1.4. Abiotische energiewinning

Beschrijving

Onder abiotische winning van energie vallen alle vormen van energiewinning op zee en land die gebruik maken van zeestromingen (getij en golven), wind of zon. Sensu strictu wordt in de meeste classificatiesystemen voor ecosysteemdiensten abiotische energiewinning niet als ecosysteemdienst beschouwd. De belangrijkste argumenten zijn de nood aan een grote technologische inbreng en de hernieuwbaarheid van de bron. In het CICES systeem wordt het echter wel meegenomen in een aanvullende classificatie. Gezien de relatief beperkte omvang van winning van wind-, water- en zonneenergie op land binnen de grenzen van de ecoregio kustduinen wordt hier enkel de winning op zee besproken.

Vandaag wordt enkel door gebruik van windmolens energie gewonnen op zee. In recente jaren is dit een zeer belangrijke sector geworden en gezien de omvang kan men er niet om heen dat het aanleggen van windparken effecten heeft op het mariene ecosysteem, zowel positieve als negatieve. De windparken liggen op een afstand van ongeveer 30km van de kust en komen voor op de Zeelandbanken en de Hinderbanken in het oosten van het BNZ. Ze worden aangelegd op de meest ondiepe delen van de zandbanken omdat dit economisch gezien het minst kostelijk is. De belangrijkste positieve effecten (naast de winning van energie) die men tot op heden heeft geconstateerd zijn een toename van de benthische productiviteit en biodiversiteit (op en rond de funderingen van de turbines) door aanwezigheid van harde structuren in een door zacht sediment gedomineerd systeem en een toename van lichaamsgewicht van sommige vissoorten door een toegenomen benthische productie en/of het refugium effect door uitsluiting van alle activiteiten in de omgeving van windmolenparken (Vandendriessche et al. 2013). De belangrijkste negatieve effecten zijn het risico op

introductie van invasieve soorten van harde substraten waarbij windmolenfunderingen als stepping stones functioneren, rustverstoring (vis, zoogdieren) bij de aanleg van de funderingen, en verstoring of begraving van bodemhabitats ter plekke van de funderingen en als gevolg van baggeractiviteiten voor de aanleg van de funderingen. De schaal van de effecten blijkt sterk afhankelijk te zijn van het type fundering, waarbij jacket foundations de minste impact hebben, vervolgens monopiles en tenslotte gravity based foundations met de grootste impact. Ook de kabels en leidingen die de energie naar het vasteland brengen blijken een zekere impact te hebben op het kustecosysteem. Meer uitgebreide informatie rond mogelijke effecten van (de aanleg van) windmolens op het mariene ecosysteem is te vinden in Degraer et al. (2013). Een belangrijk kennishiaat rond deze dienst zijn de (cumulatieve) effecten van een groot aantal windturbines. Zo zorgt het 'wake-effect' achter windmolens (verminderde windsnelheid door extractie van wind door de windmolens) ervoor dat nutriëntenrijk water uit diepere lagen naar boven komt door upwelling, en kan dit plaatselijk zorgen voor een toename van de primaire productie. Ook wordt door een toegenomen hydrodynamiek rondom de funderingen nog meer sediment in suspensie gebracht in een zee waar troebelheid reeds een knelpunt vormt voor een goed ecosysteemfunctioneren.

De winning van energie uit golven en getij is momenteel nog niet van economisch belang. Er wordt echter wel uitgebreid onderzoek gedaan naar de mogelijkheden hiervan en er kan verwacht worden dat deze vorm van energiewinning in de toekomst mogelijk aan belang zal toenemen. Tenslotte wordt ook vermeld dat stockering van energie op zee (cfr. energie-atol) in de toekomst eveneens een gebruik kan worden.

Kwantificering

Momenteel zijn er in het BNZ 3 windparken met in totaal 182 windmolens en een vermogen van 712 MW. Tegen 2020 zullen er nog 5 windparken bijkomen en zal het totaal vermogen 2200 MW bedragen (Vanbavinckhove et al. 2015), ofwel 10% van het energieverbruik in België (Vandevelde 2014 in Vanbavinckhove et al. 2015). Het grootste deel van de huidige turbines hebben monopile funderingen, gevolgd door jacket foundations en een zeer klein aantal heeft een betonnen gravity based fundering.

Verwachte vraag

In het Marien Ruimtelijk Plan staan een aantal concessiegebieden aangewezen voor de winning van hernieuwbare energie op zee, zoals windenergie (Figuur 46). Als randvoorwaarde gaan we ervan uit dat het ook in de toekomst blijft bij deze concessiegebieden, die samen een langgerekt gebied grenzend aan het Nederlands zeegebied vormen. Vooral nog zijn daar enkel windmolenparken op de Thornton- en Blighbank en kunstriffen gelegen. Verder zijn er twee concessiegebieden behouden voor het ontwikkelen van 1 of 2 energie-atollen. Deze atollen zouden als opslag van (nachtelijke/overtollige) windenergie kunnen dienen om die vervolgens af te staan tijdens periodes van grote energievraag. Voor beide concessiegebieden geldt dat, naast opslag van hernieuwbare energie, ook aan 'actief natuurbeheer' gedaan dient te worden.



Figuur 46 – Ruimte voor inwinning van hernieuwbare energie (Maes en Seys, 2014)

5.2.1.5. Zand- en grindontginning

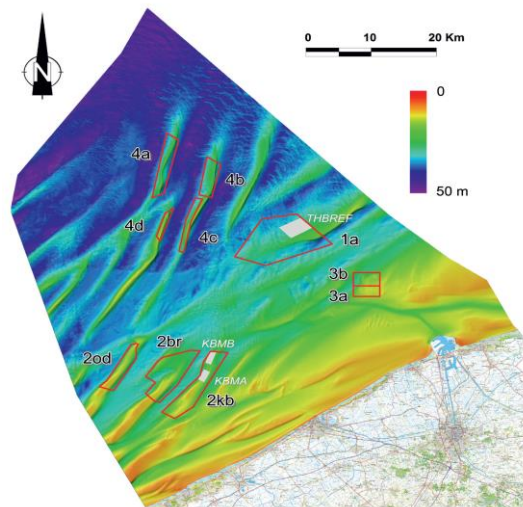
Beschrijving

De extractie van zand en in mindere mate grind uit het BNZ is vandaag een belangrijke economische sector in België en er wordt verwacht dat het belang ervan nog zal toenemen in de toekomst (Marien Ruimtelijk Plan 2014). De grootste sectoren voor wie het zand bestemd is, zijn de bouwsector en sinds 2007 kustverdediging. Zandbankcomplexen zijn ecologisch zeer waardevolle gebieden met een relatief hoge soortendiversiteit. Dit wordt onder andere verklaard door de aaneenschakeling van verschillende habitats zoals zandribbels, getijdengeulen en diepere geulen (Hostens et al. 2008). Behalve de zand- en grindwinningsector zijn nog andere sectoren afhankelijk van zandbanken zoals visserij (benthos als voedsel voor vissen) en kustwering (zandbanken nabij de kust). Zand- en grindextracties kunnen dus een impact hebben op de gezondheid van het kustecosysteem en op andere ecosysteemdiensten. Gezien de ecologische waarde van de zandbanken gelden er wel een aantal restricties naar zand- en grindwinning. Zo zijn de zandbanken dichtst bij de kust wettelijk beschermd tegen zand- en grindontginning en mag er op geen enkele plaats op een zandbank meer dan 5m beneden het vastgelegde referentieniveau ontgonnen worden.

De precieze impact van winningen op het ecosysteem wordt momenteel intensief gemonitord en bestudeerd. Voorlopige resultaten tonen aan dat zand- en grindwinningen wel degelijk een definitieve impact hebben op de samenstelling van het benthos (Degrendele et al. 2014), maar dat ze zowel een positieve (meer reliëf; verrijking door depositie van fijn sediment bovenop grover sediment, De Backer et al. 2014) als een negatieve impact kunnen hebben op de diversiteit van soorten, afhankelijk van de lokale omstandigheden (Vanaverbeke et al. 2007). De effecten blijken minimaal te zijn wanneer zones tijdelijk worden afgesloten zodanig dat fauna zich kan herstellen, en wanneer zones minder intensief worden ontgonnen (Hostens et al. 2008). Ook zouden langdurige effecten op bodemleven, vissen en visetende vogels in de meest dynamische delen van de Noordzee insignificant zijn door de grote

natuurlijke dynamiek van het systeem zelf (Wijsman et al., 2014, Rozemeijer et al., 2013, Schellekens et al., 2014). Idealiter wordt er zand gewonnen op morfologisch en ecologisch dynamische locaties, waarvan verwacht mag worden dat het relatieve effect van zandwinning niet merkbaar zal zijn in verhouding tot de natuurlijke dynamiek van het systeem. Anderzijds blijkt er wel een risico te bestaan dat de fijne fractie van de sedimentpluimen die ontstaan tijdens het ontginnen in biologisch waardevol gebied bezinken (Van Lancker & Baeye 2015; Degrendele et al. 2014). Vooral in de waardevolle grindbedden binnen het habitatrichtlijngebied kan dit voor problemen zorgen omdat het sediment daar gemakkelijker tussen de grovere structuren wordt vastgehouden. Over de effecten van de meest grootschalige ontginningen in recente jaren (2015) was nog geen informatie beschikbaar bij het afronden van dit project. Ook over de effecten van zandwinning op kustverdediging is momenteel nog weinig geweten. Volgens De Moor (2002) is er een mogelijke impact, volgens Verwaest (2008) is de impact op golfhoogte zeer beperkt en kan niet aangetoond worden dat kustveiligheid in gedrang komt. de Boer et al. (2011) waarschuwen voor een verstoring van het subtiële evenwicht in het lange-termijn sedimenttransport dat de huidige kust vorm heeft gegeven. Vooral het behoud van de basisvorm van de zandbank vormt een belangrijk criterium voor kustveiligheid (Degrendele et al. 2016). Dit veiligheidsaspect wordt onderzocht in het nog lopende TILES-project (<https://odnature.naturalsciences.be/tiles/>) en in het kader van het project ‘Bepalen van een nieuw referentieoppervlak’ (Degrendele et al. 2016).

Extracties worden toegelaten in 4 verschillende zones (verschillende korrelgroottes) ter hoogte van de zandbanken Thorntonbank, Kwintebank - Buiten Ratel – Oostdyck, Sierra Ventana en Hinderbanken (Figuur 47).

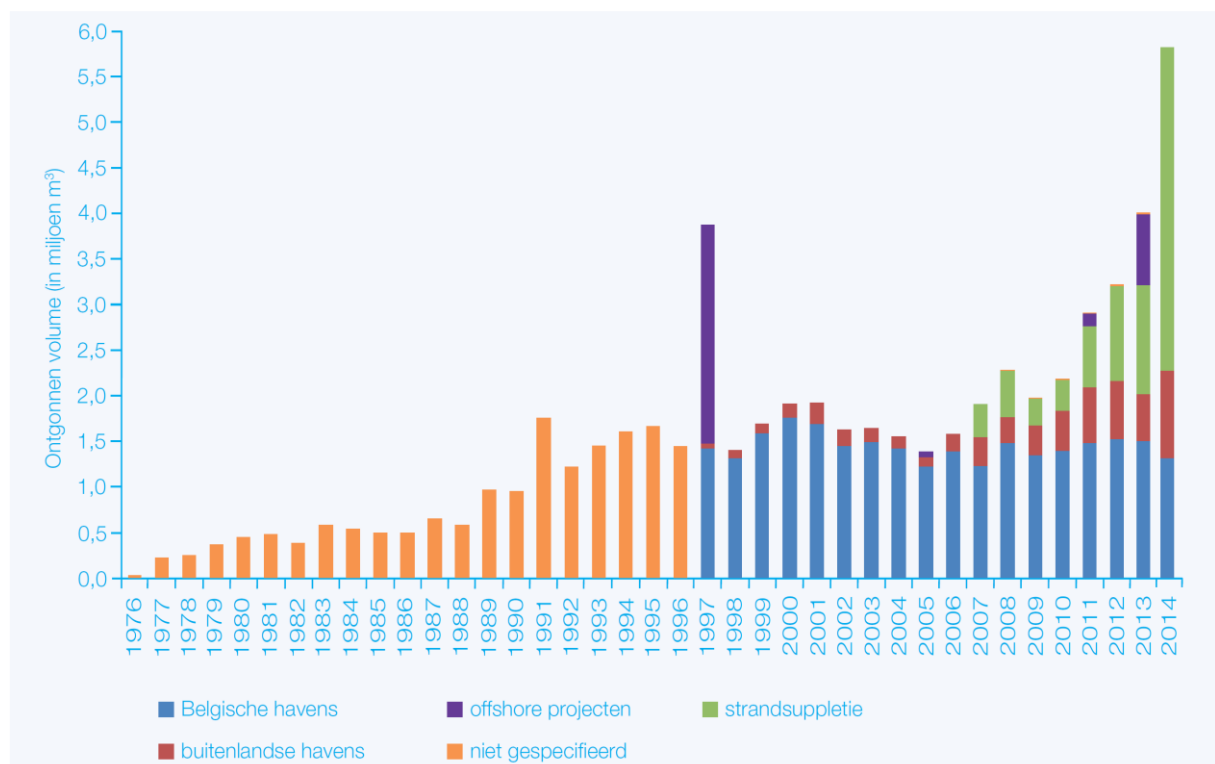


Figuur 47 – Locatie zones bestemd voor zand- en grindwinning (FOD Economie 2014)

Kwantificering

Sinds begin jaren '90 is de totale extractie van zand en grind (Figuur 48) geleidelijk aan gestegen van ongeveer 1,5 tot bijna 6 miljoen m³ in 2014 (Van Lancker et al. 2015b). Vooral de zandwinning ten behoeve van strandsuppleties is verantwoordelijk voor de sterke toename in recente jaren. De zones waar zandwinning is toegestaan beslaan in totaal 580km², ofwel 17% van het BNZ. De bruto toegevoegde waarde van de zandwinningssector bedroeg in 2002 31,2 miljoen euro (Zeegra 2004),

met inflatie is dit vandaag zo'n 40,5 miljoen euro. Dit cijfer is exclusief de winningen ten behoeve van kustverdediging.



Figuur 48 – Evolutie zand- en grindontginning op het BNZ (FOD Economie 2015 in Van Lancker et al. 2015b)

Verwachte vraag

Hoe de vraag naar zand in de toekomst zal evolueren is sterk afhankelijk van het beleid inzake kustveiligheid en nieuwe ontwikkelingen op zee zoals bijvoorbeeld voorgesteld in het project 'Vlaamse Baaien'. Sinds midden jaren 2000 is de kustveiligheidssector overgegaan van een focus op 'harde maatregelen' (zoals dijken) naar een focus op 'zachte maatregelen' (zandsuppleties op strand, vooroever of duin). Hierdoor is de vraag naar zand zeer sterk toegenomen en bedroeg deze in 2014 zelfs meer dan de vraag vanuit de bouwsector. Het is echter onzeker of deze trend zich al dan niet zal verder zetten. Houden we rekening met nieuwe ontwikkelingen op zee zoals deze voorgesteld in Vlaamse Baaien of verdere uitbreiding van windmolenparken, dan kunnen we aannemen dat de vraag even groot zal blijven of zal stijgen. Gezien de groei van bevolking (nood aan bebouwing en infrastructuur) en de steeds grotere tekorten op land (FOD Economie 2015) is het ook realistisch dat er vanuit de bouwsector een stijging van de vraag naar zand zal zijn.

Volgens wettelijke bepalingen mag er niet meer dan 5m worden afgegraven van de quartaire (losse) sedimenten. Wanneer we kijken naar de hoeveelheid zand die in de bovenste 5m van alle concessiezones aanwezig is en hiervan de hoeveelheid aftrekken die sinds het begin van de exploitaties is ontgonnen (FOD Economie 2015), dan is er nog een zeer grote hoeveelheid zand beschikbaar. Voor alle sectoren is er echter vooral vraag naar grof zand, terwijl het grootste deel van het beschikbare zand net een relatief kleine korreldiameter heeft. Op sommige plaatsen is de limiet van 5m bovendien reeds bereikt en is de zandbank (gedeeltelijk) afgesloten voor verdere extractie (vb. Kwintebank en

Buitenratel). Onderzoek heeft ook aangetoond dat natuurlijke aanvulling door bronnen buiten het BNZ niet blijkt plaats te vinden (Van Lancker et al. 2007). Er wordt verwacht dat – gegeven de 5m limiet – vooral de kust nabije banken en op langere termijn ook de verder gelegen banken niet zullen volstaan om aan de behoefte in grof zand te voldoen. Daarom is er ook vanuit de zandwinningsector een vraag om ook de sedimenten dieper dan 5m te ontginnen. Een andere reden om dieper dan 5m te graven, is om te vermijden dat op plaatsen waar het quartair dekzand onvoldoende dik is de tertiaire lagen aan de oppervlakte komen te liggen, en hierdoor de integriteit van de zeebodem – een vereiste van de Kaderrichtlijn Mariene Strategie – aangetast wordt (Degrendele et al. 2016).

Het is mogelijk dat door onderzoek en technologische ontwikkelingen in de toekomst de vraag naar zand niet zal evolueren zoals verwacht en zelfs zal dalen. Zo wordt er momenteel al geëxperimenteerd met gebruik van fijner zand, waarvan de voorraden wel veel groter zijn. Voor vooroeversuppleties is fijn zand bijvoorbeeld wel geschikt (Van Lancker et al. 2015; Van Quickelborne E. 2014).

5.2.2. Regulerende ecosysteemdiensten

5.2.2.1. Watervoorziening

Beschrijving

Watervoorziening uit grondwater is een voor de duinen relatief belangrijke dienst omwille van de aanwezigheid van een ondiepe en gemakkelijk te exploiteren zoetwaterreservoir. De hoge permeabiliteit van duinzand zorgt bovendien voor een snelle aanvulling van de grondwaterreserve. Grondwater opgepompt uit de duinen is dan ook nog eens erg zuiver en voldoet van nature aan de drinkwaternormen, met uitzondering van ijzer (Calcoen en Van Opstaele 2005). Zuiver water is noodzakelijk voor de lokale bevolking en voor economische activiteiten (industrie en landbouw), en tijdens de zomermaanden komt daar een zeer grote vraag vanuit toerisme bij.

Waterwinning veroorzaakt belangrijke trade-offs met andere diensten zoals koolstofopslag en met biodiversiteit wanneer teveel water wordt opgepompt en de grondwatertafel zakt. Bovendien neemt door het overexploiteren van grondwaterreserves in de duinen het risico op verzilting toe (Lebbe et al. 2008). De aanwezigheid van een zoetwaterreserve in de duinen zorgt er namelijk voor dat er een continue afvloeit van zoet water naar de zee en naar de polders. Daardoor wordt vermeden dat zout water van onder het strand en onder de polders kan indringen. Verzilting door overexploitatie van grondwater zorgt voor een aantal bijkomende effecten zoals aantasting van de natuurtypes (Vandenbohede et al. 2013) en kosten voor het ontzilten van drinkwater. De impact van waterwinning op andere diensten wordt begroot via het effect ervan op de grondwaterstand, het al dan niet voorkomen van bepaalde types vegetatie en de diensten die daarvan afhankelijk zijn (koolstofopslag in de bodem, denitrificatie).

De druk van waterwinningen op het duinecosysteem is gekend. Sinds 2002 is de waterwinningsector langs de kust dan ook begonnen met het kunstmatig infiltreren van gezuiverd rioolwater in het gebied van de Westhoek (Vandenbohede et al. 2009a). De rol van de duinen in het verder zuiveren van het infiltratiewater betreft voornamelijk de toename van totale opgeloste stoffen bij passage via de duinaquifer (Vandenbohede et al. 2009b). Op andere plaatsen langs de kust worden de winningen ook geleidelijk afgebouwd. Hierdoor is de druk op het ecosysteem sterk verminderd en wordt ook het risico op verzilting gereduceerd. Er kan echter verwacht worden dat in de toekomst de druk op

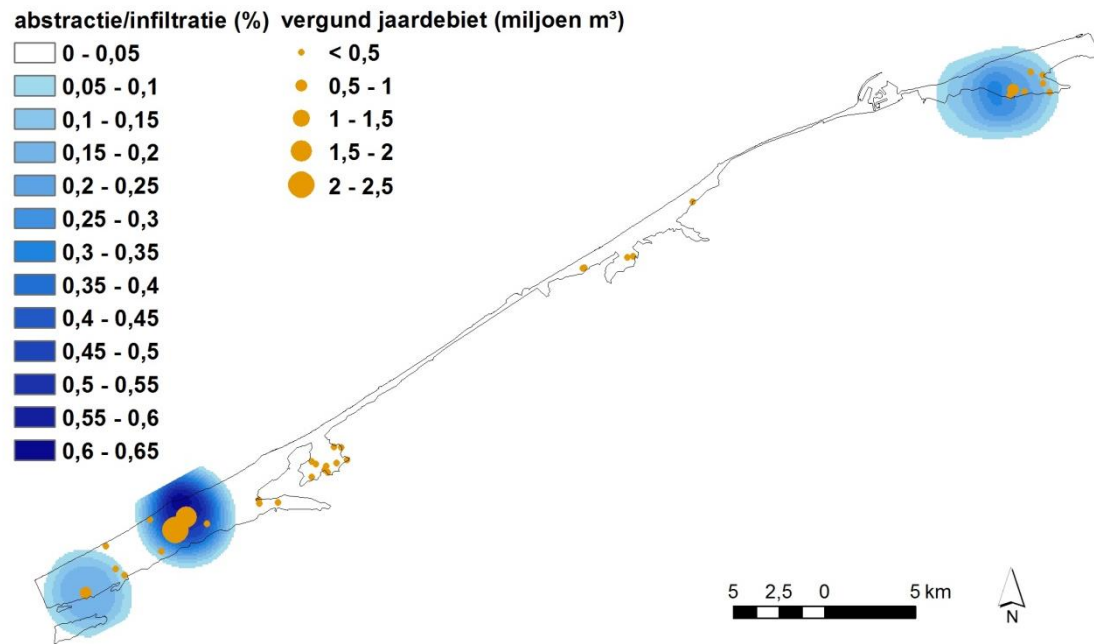
drinkwaterwinning uit de duinen zal toenemen door de stijgende behoefte vanuit bewoning en toerisme, en door zeespiegelstijging (Vandenbohede et al. 2013).

Kwantificering

Het belang van de verschillende kusthabitats in de aanvulling van grondwaterreserves kan worden ingeschat op basis van de gemiddelde infiltratie, berekend volgens de methodologie uit het ECOPLAN-project (tabel Appendix 2). Open plekken in de duinen bevorderen de infiltratie van neerslag en de aanvulling van grondwaterreserves door de afwezigheid van vegetatie. Terwijl het wortelstelsel van vegetatie op zware bodems (klei, leem) ervoor kan zorgen dat er extra water naar diepere lagen kan doorsijpelen, zorgt vegetatie op zandige bodems net voor een verlaging van de infiltratie. Dit komt enerzijds doordat een deel van het neerslagwater op de bladeren terecht komt en verdampt, en bovendien nemen diepwortelende planten water een deel van het grondwater op waarna dit verdampt. Van de natuurlijke landgebruikstypes zijn bossen de grootste verbruikers van neerslagwater, met ongeveer de helft minder infiltratie in vergelijking met een onbegroeid duin. Onder akker is de infiltratie nog eens meer dan de helft minder dan de infiltratie onder bossen. Verharde oppervlakten verminderen eveneens de capaciteit voor infiltratie door verdamping en afstroom naar rioleringen.

Uit het uitgebreid bosbeheerplan voor de waterwinning Sint-André (Calcoen en Van Opstaele 2005) wordt gehaald dat ongeveer 16% van de drinkwaterproductie in West-Vlaanderen voortkomt uit aquifers onder de duinen (Provoost en Hoffmann 1996). In totaal mag binnen de perimeter van het kustduinendistrict bijna 5,5 miljoen m³ per jaar opgepompt worden, waarvan 2,5 miljoen m³ via kunstmatige infiltratie wordt aangevuld (DOV 2015). Het betreft zowel winningen voor drinkwatervoorziening als winningen voor productiedoeleinden (bijvoorbeeld landbouw). In dit volume zijn de kleinschalige winningen (< 500m³/jaar) niet meegerekend wegens het ontbreken van gegevens. De waarde van deze dienst wordt geschat op 0,075 à 0,2 € per m³ (Broekx et al. 2014). De lage schatting reflecteert de heffing die men moet betalen voor winning van grondwater (en weerspiegelt de maatschappelijke preferenties om dit te beperken) en de hoge meerkost voor drinkwatermaatschappijen om water in te kopen in plaats van het zelf te produceren. Voor een totaal volume van 3 miljoen m³ per jaar betekent dit een baat van 225.000 à 600.000 €/jaar. Bovendien zijn er nog enkele winningen van beperkte omvang die net buiten het kustduinendistrict liggen maar waarvan de reserves wel gedeeltelijk afhankelijk zijn van infiltratie binnen het kustduinendistrict. Deze zitten niet in de berekening vervat.

Om uiteindelijk een idee te krijgen van de druk van de waterwinningen op het kustecosysteem wordt de totale infiltratie uitgezet ten opzichte van de pompkegels – verlaging van de grondwatertafel in de omgeving van de winning – van de verschillende waterwinningen (excl. winning van kunstmatige infiltratie St André). Voor meer info over de berekeningsmethode wordt verwezen naar de ECOPLAN-website en Broekx et al. (2014). Op de kaart (Figuur 49) is te zien dat op sommige plaatsen tot meer dan de helft van de natuurlijke infiltratie wordt opgepompt, wat een aanzienlijke druk op het duinecosysteem legt.



Figuur 49 – Druk op freatische grondwater in % onttrekking van de infiltratie en vergunde jaardebieten (inclusief winning van kunstmatige infiltratie te St-André)

Verwachte vraag

Gegeven de demografische groei en de verdere intensivering van toerisme gaan we ervan uit dat de vraag naar drinkwater zal stijgen. Als gevolg van de warmere en drogere zomers kan verwacht worden dat de vraag nog extra zal toenemen, terwijl de natuurlijke aanvulling van de reserves net zal dalen. Daarbovenop komt nog het effect van zeespiegelstijging en dus een vermindering van het volume duin waarin zich de zoetwaterlens bevindt. Een stijging van de bevolking met een grotere vraag naar landbouwproductie zal bijkomend druk leggen op grondwaterreserves door de hogere evapotranspiratie van landbouwgewassen, gebruik van irrigatiewater, of drainage van natte gronden (op duin-polderovergang en via polderwaterlopen).

Een zo groot mogelijke aanvulling via infiltratie is dan ook gewenst om aan de behoefte naar zuiver water te voldoen. Het natuurlijke proces van grondwateraanvulling in de duinen kan op volgende manieren gemaximaliseerd worden:

- Vergroten oppervlak open duin: evapotranspiratieverlies via planten wordt geminimaliseerd
- Aangroei volume duin (zeewaarts of in de hoogte): totaal volume zand waarin zich een aquifer kan vormen vergroot
- Dempen drainagegrachten: drainagegrachten voeren het water versneld uit het ecosysteem af waardoor het minder kans krijgt om te infiltreren
- Tenslotte kan ook gebruik gemaakt worden van meer technische ingrepen zoals kunstmatige infiltratie. Deze kunnen de conflicten tussen waterwinning en natuurontwikkeling verlichten

5.2.2.2. Bescherming tegen overstromingen

Beschrijving

In België is er een grote vraag naar de dienst bescherming tegen overstromingen: het grootste deel van de kustvlakte ligt namelijk 2m lager dan het niveau van een gemiddelde jaarlijkse storm (+5,5m TAW). Het kustecosysteem bestaat uit verschillende structuren die beschermen tegen overstromingen. Behalve deze structuren speelt ook de zanddynamiek als proces een cruciale rol in de bescherming tegen overstromingen. De zeewering kan namelijk enkel tot stand komen of onderhouden worden door een goede connectiviteit tussen zee en land, waarbij zand vrij uitgewisseld kan worden tussen de verschillende compartimenten van het kustecosysteem.

Ondiepe zandbanken nabij de kust, vooroevers en stranden zijn in staat om de energie van inslaande golven (gedeeltelijk) te dissiperen. Hierdoor neemt de erosieve kracht van golven die de duinvoet of de dijk bereiken af en daalt de hoeveelheid duinafslag of de kans op dijkinstabiliteit tijdens stormen en dus ook het risico op bresvorming (Verwaest et al. 2008).

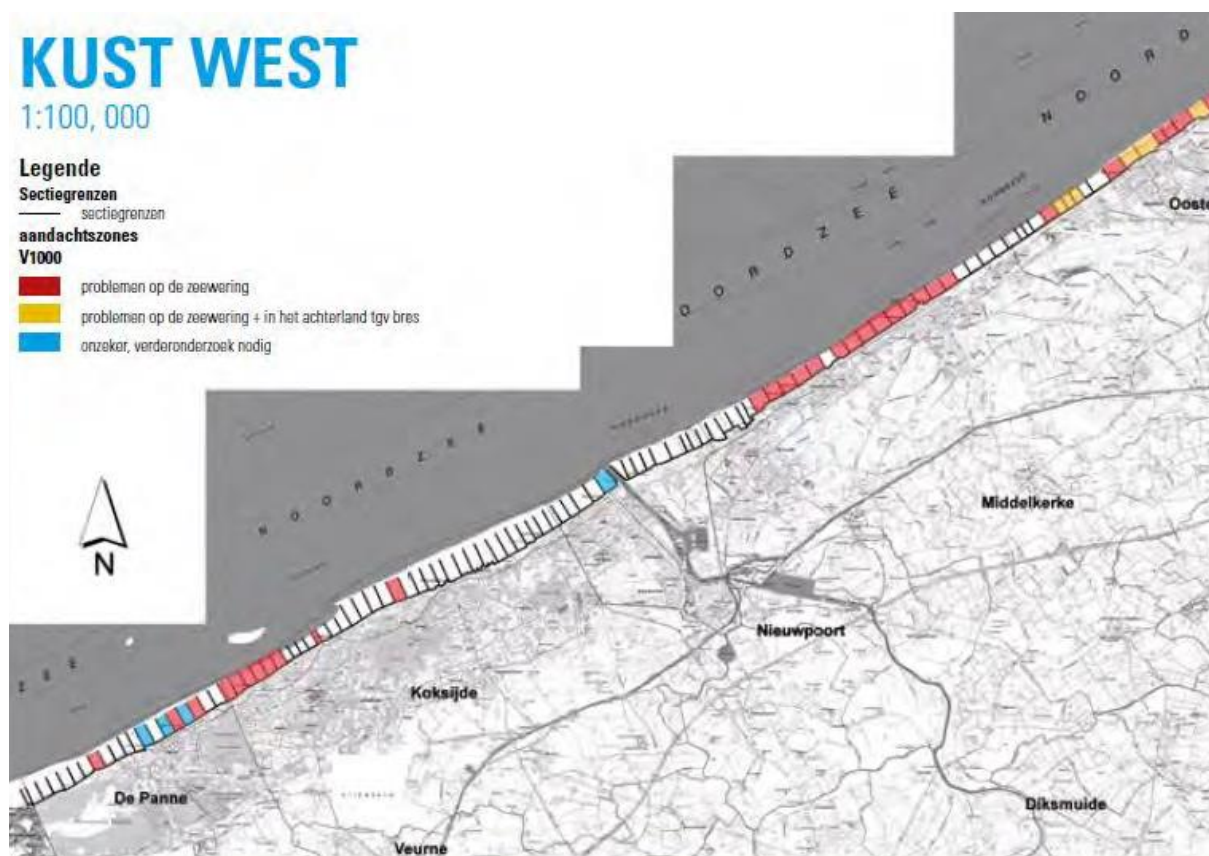
Onderwaterriffen kunnen net als ondiepe zandbanken golfenergie opvangen en dissiperen. Voor mosselbanken (die momenteel niet voorkomen langs de Belgische kust) is het aangetoond dat ze door het afremmen van golfenergie sedimentatie bevorderen (Van Leeuwen 2008). Over het effect van schelpkokerwormen in het reduceren van golfenergie is weinig bekend (Callaway et al. 2010; Le Cam et al. 2011). Wel is aangetoond dat ze sediment consolideren (Degraer et al. 2009) en zodoende beter bestand zijn tegen erosie.

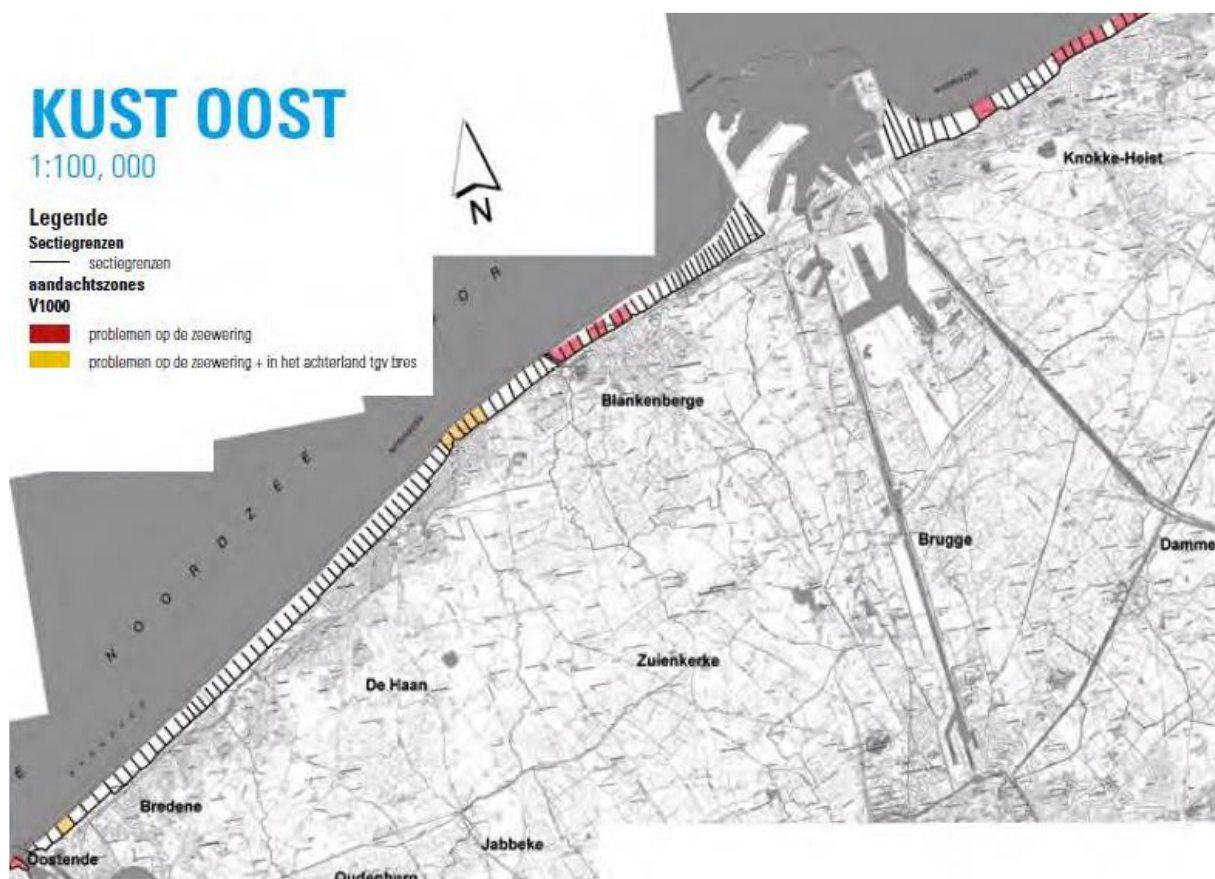
Slikken, schorren en intertidale zandplaten vormen net als stranden golfdempende structuren. Behalve de fysische structuur zorgt ook het ecosysteem zelf voor golfdissipering en dit door de frictie van stromend water langs bladeren, stengels en soms wortels (Silinski et al. 2015, 2016; Smolders et al. 2015). Hier zijn duidelijke verschillen tussen begroeide en niet-begroeide slikken en schorren (Duarte et al. 2013; Vandenbruwaene et al. 2015).

Duinen beschermen tegen overstromingen door enerzijds golfenergie te dissiperen en anderzijds vormen ze een fysieke barrière die zeewater kan tegenhouden. Duinen zijn van nature gevormde elementen. Cruciaal in het onderhouden van hun zeewerende functie is het natuurlijk laten aangroeien van de duinen. Dit is enkel mogelijk indien er sprake is van een onbelemmerd transport van zand vanuit zee. De aanwezigheid van bepaalde types vegetatie speelt vervolgens een pivotale rol in het ontwikkelen en het dynamisch houden van duinen. Pionniersvegetaties ontwikkelen zich op het hoogstrand waar zand en organisch materiaal worden afgezet. Ze vormen het begin van duinvoming door het ophopen van zand. De belangrijkste soorten in de verdere aangroei van duinen zijn de typische zandfixerende soorten zoals biestarwegras, helm, duinzwenkgras en zandzegge (Provoost et al. 2014). Deze soorten, en vooral helm, kunnen zowel horizontaal als verticaal snel meegroeien met overstuiving, en dragen zo in belangrijke mate bij in het laten aangroeien van duinen en het snel compenseren van zandverlies door erosie. Andere soorten zijn minder goed opgewassen tegen overstuiving waardoor de volledige vegetatie kan afsterven (Provoost et al. 2014) en de capaciteit voor aangroei van het duin veel beperkter is. Anderzijds is de regelmatige aanvoer van vers zand ook noodzakelijk voor de overleving van helmgras. Zonder aanvoer van vers zand komt de bodemontwikkeling op gang en neemt het bodemleven toe. Hieronder bevinden zich parasitaire aaltjes en schimmels die de vitaliteit van helm verminderen (van der Putten et al. 1989, 1990). Een dynamisch duinensysteem is dus noodzakelijk om de beschermende functie van duinen te garanderen.

Op plaatsen waar duinen en strand kunstmatig worden gefixeerd door harde structuren zoals dijken en strandhoofden is er geen zandtransport mogelijk van zee naar duin. Hoewel deze bedoeld zijn om erosie van strand en duin te voorkomen verhinderen zij dat het duin verder kan aangroeien. De nood om duinen te laten aangroeien wordt net steeds belangrijker omwille van de effecten van de klimaatsverandering. Het belangrijkste effect is de stijging van de zeespiegel en daardoor de daling van het restvolume duin boven het zeeniveau. De gemiddelde zeespiegelstijging vandaag bedraagt 0,2 cm per jaar (ref). Bij extrapolatie volgens verschillende modellen betekent dit dat tegen 2100 een stijging tussen 20 en 200 cm kan verwacht worden (Willems 2014 in van Lipzig en Willems 2015). Daarnaast blijkt er ook een toename te zijn van extreme windsnelheden maar deze veranderingen zijn erg beperkt waardoor de invloed op de stormopzet te verwaarlozen is (van Lipzig en Willems 2015). Ook de toename in stormfrequentie werd niet waargenomen langs de Belgische kust (Van den Eynde et al. 2011). Zonder mogelijkheid tot aangroei van het duin leidt de zeespiegelstijging tot een netto erosie van de kustlijn. De natuurlijke dynamiek van het kustecosysteem speelt dus een belangrijke rol in de bescherming tegen overstromingen op langere termijn.

Ongeveer de helft van de kustlijn (33 km in totaal) wordt vanaf het strand landinwaarts enkel door duinen beschermd. De bressen die gevormd worden tijdens een 1000-jarige storm (veiligheidsniveau waarnaar de overheid streeft tegen 2050) ontstaan allemaal op plaatsen waar de duinen sterk zijn afgegraven en een kunstmatige zeewering de rol van bescherming tegen overstromingen overneemt (Figuur 50), MDK 2011. Dit onderstreept het belang van duinen in de bescherming tegen overstromingen.





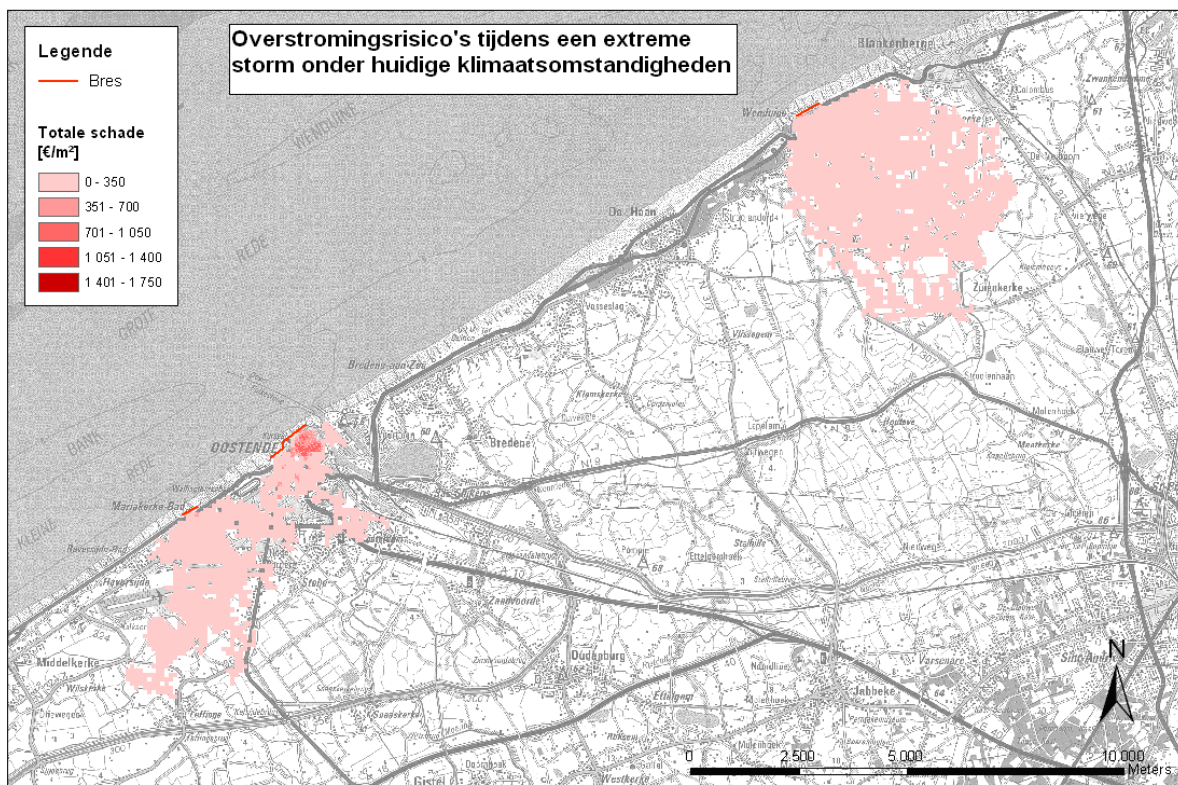
*Figuur 50 – Identificatie van plaatsen langs de Belgische kustlijn waar bressen in de zeewering ontstaan bij een 1000-jarige storm (MDK 2011).
Rood: problemen op de zeewering; oranje: problemen op de zeewering + in het achterland tgv bres; blauw: onzeker, verder onderzoek nodig*

De mate waarin duinen effectief beschermen tegen overstromingen hangt af van de hoogte van het duin en de breedte van de duinengordel. Brede, lage duinen bieden daarbij een betere bescherming tegen overstromingen dan smalle, hoge duinen, op voorwaarde dat het stormniveau niet hoger is dan de duinhoogte. Dit heeft onder andere te maken met erosie van de duinvoet door inslaande golven. Hoge, smalle duinen verliezen daarbij sneller hun stabiliteit waardoor het risico op bresvorming toeneemt.

Kwantificering

De baten van bescherming tegen overstromingen kunnen op twee manieren worden ingeschat. Men kan de investeringskost gebruiken die nodig is om de kust te beschermen door middel van alternatieve maatregelen (dijken, strandsuppleties, sluizen, ...). Ofwel kan men de economische en maatschappelijke kosten berekenen van vermeden schade en slachtoffers door aanwezigheid van een 'natuurlijke' zeewering. De investeringskost van het Masterplan Kustveiligheid kan gebruikt worden voor de eerste methode. Deze bedraagt 300 miljoen € met een bijkomende jaarlijkse onderhoudskost voor het hervoeden van stranden met 600.000 à 700.000 m³ (Verwaest et al. 2015). Een belangrijk deel van de kosten wordt geïnvesteerd in havenconstructies zoals sluizen en stuwen. Daarmee wordt de kust beschermd tegen een overstroming van een 1000-jarige storm, welke overeenkomt met een waterstand van ongeveer +7,0m TAW.

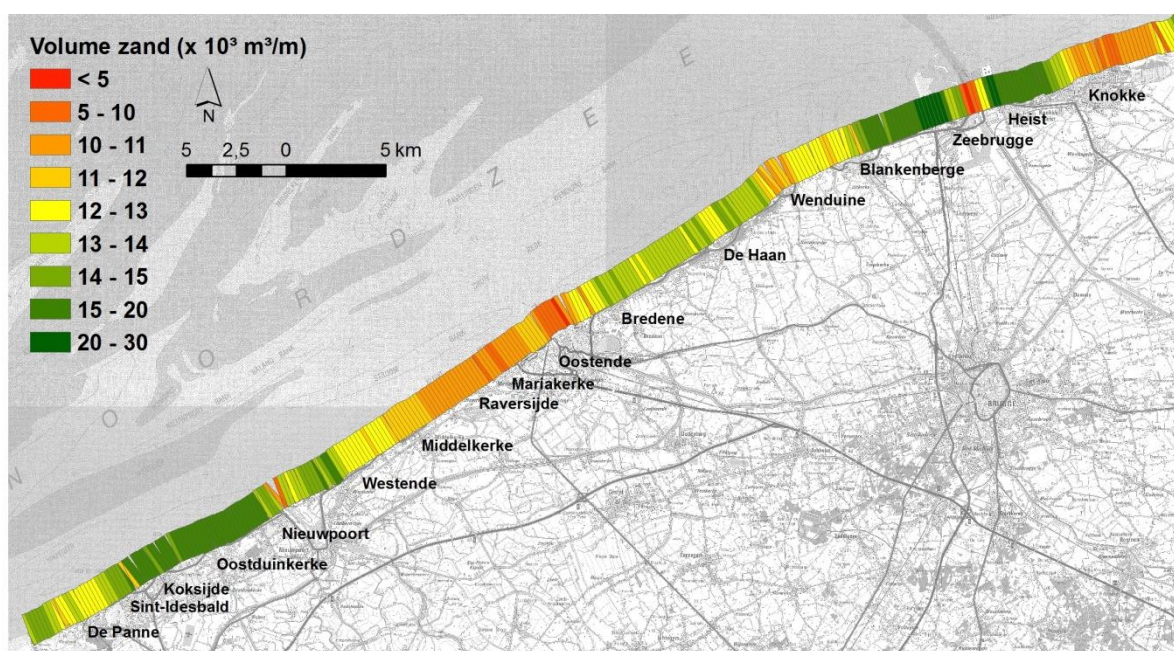
De risicoberekeningen voor schade en slachtoffers die gedaan werden in het kader van het Masterplan houden rekening met zowel het ecosysteem als zeewerende structuur (duinen etc.) als met de kunstmatige elementen (dijken etc.). De reductie van schade en slachtoffers door de zeewering zoals berekend in het Masterplan geeft dus geen juist beeld van de baten die het ecosysteem levert. In het CLIMAR-project werden wel berekeningen gedaan die geen rekening houden met de harde zeewering maar de volledige kust beschouwen als natuurlijke zeewering (Van der Biest et al. 2009). Hoewel deze studie geen rekening houdt met schade in de havens (Oostende, Zeebrugge, Nieuwpoort, Blankenberge) geven de resultaten wel een idee van het economische belang van een natuurlijke kustwering. Bescherming tegen overstromingen in zeehavens is nagenoeg enkel met technische maatregelen te realiseren (Provoost et al. 2014). De berekeningen zijn uitgevoerd voor een extreme storm met maximale waterstand van +8m TAW, welke overeenkomt met een retourperiode van eens in de 17000 jaar. De totale schade aan gebouwen, infrastructuur, landbouw, ... wordt geraamd op €408 miljoen en 10 slachtoffers worden verwacht (Figuur 51). Dit is opmerkelijk lager dan de schade en slachtoffers zoals berekend in het Masterplan Kustveiligheid (3297 slachtoffers en €6,5 miljard bij een storm van +8m TAW) en kan worden verklaard door het niet beschouwen van overstromingen via havenconstructies waar een belangrijk deel van de overstromingen veroorzaakt wordt, het niet in rekening brengen van schade aan de zeewering zelf en de snellere falen van een zachte zeewering ten opzichte van een harde zeewering.



Figuur 51 – Totale schade (€/m²) als gevolg van een overstroming tijdens een extreme storm van +8m TAW vloedpeil (Van der Biest et al. 2009)

Een meer gelokaliseerd beeld van de mate waarin de 'natuurlijke' zeewering (het aanwezige sediment) een bescherming vormt tegen overstromingen wordt bekomen door de hoeveelheid zand in het profiel van vooroever (tot 1500m zeewaarts van de kustlijn) tot en met de eerste rij zeewerende duinen (tot 100m landwaarts van de kustlijn) te berekenen. Het volume zand wordt hier als eenvoudige indicator

gebruikt voor de sterkte van de natuurlijke zeewering. De parameter wordt eveneens gebruikt in het onderzoek rond de morfologische trend van de Belgische kust (Houthuys et al. 2012). In het kader van de huidige studie wordt de berekening gedaan op basis van een DHM (5 x 5 m) dat is afgeleid uit de LIDAR-data van vooroever, strand, duin en slikken en schorren van het voorjaar 2015 (Eurosense 2015a, b). Er wordt opgemerkt dat deze LIDAR-metingen geen abstractie maken van de kunstmatig aangevoerde volumes zand onder de vorm van suppleties en dat deze dus mee in het DHM vervat zitten. Per strook van 200m breed loodrecht op de kustlijn wordt de som van het volume sediment boven -10m TAW (de maximale diepte van de LIDAR-metingen) berekend en herleid naar een gemiddeld volume per profiel van 1 meter breedte (Figuur 52). De meest gevoelige plekken in de natuurlijke zeewering bevinden zich ter hoogte van havens, waar sediment op regelmatige basis wordt verwijderd om de toegang tot de havengeulen te garanderen. Op plaatsen waar de duingordel sterk is afgegraven ten behoeve van urbanisatie (Raversijde, Middelkerke en Blankenberge) zijn de hoeveelheden zand eveneens beperkt. Bovendien zouden deze gebieden zonder kunstmatige suppleties een erosieve trend vertonen (Houthuys et al. 2012). De lage hoeveelheden zand ter hoogte van Knokke zijn mede een gevolg van de relatief diepe vooroever die ontstaat door aanwezigheid van de getijgeul Appellzak vlak voor het strand (Houthuys et al. 2012). De grootste volumes zand bevinden zich in de profielen ten westen en ten oosten van de strekdammen te Zeebrugge; de Westkust (De Panne tot Nieuwpoort) waar een brede en/of hoge duingordel aanwezig is en een ondiepe vooroever (Koksijde); en de zone tussen Bredene en De Haan met een ondiepe vooroever.



Figuur 52 - Gemiddelde volume zand in het strandprofiel van vooroever t/m zeereepduin ($\times 10^3 \text{ m}^3/\text{m}$). Rood = zeer lage bescherming tegen overstromingen; oranje/geel = lage bescherming; lichtgroen = matige bescherming; donkergroen = hoge – zeer hoge bescherming

Verwachte vraag

Een maximalisatie van deze dienst (maximale benutting van het ecosysteem potentieel) zou betekenen dat de kust louter beschermd wordt door een natuurlijke zeewering (geen verharde structuren en suppleties). Willen we een zo natuurlijk mogelijke manier van kustverdediging, dan betekent dit dat de

bestaande harde zeewering verwijderd moet worden zodat zandtransport vrij kan plaatsvinden en de zeewering ruimte heeft om zich opnieuw te ontwikkelen. Dit zal echter pas op de lange termijn leiden tot het ontstaan van een nieuwe zeewering. Op korte termijn leidt het, zonder compensatie van de negatieve zandbalans, tot erosie van de bestaande zeewering en zeer grote overstromingen (Atelier Visionaire Kust 2014).

Al wordt het verwijderen van alle harde zeewering langs de volledige kustlijn niet als realistisch beschouwd, wordt hier toch een analyse gemaakt van de plaatsen waar het wenselijk zou zijn om de 'natuurlijke' zeewering steviger te maken. Hiervoor wordt de sterkte van de natuurlijke zeewering beoordeeld, ofwel het volume zand aanwezig in het strandprofiel. Op plaatsen waar het volume zand laag is (Figuur 52), is het – vanuit ecosysteemdiensten-perspectief – wenselijk om het proces van zandaanvoer te bevorderen, met als resultaat op lange termijn aangroei van het duin of ontwikkeling van schorren. De gebieden met de grootste nood aan het versterken van de 'natuurlijke' zeewering zijn de middenkust tussen Westende en Oostende, Wenduine en Blankenberge, en Knokke. Daarnaast zijn ook De Panne (vooral voor bebouwing zeewaarts van de brede duingordel), Lombardsijde en Bredene tot Wenduine gebaat bij een aanvoer van extra zand. Met de stijging van de zeepiegel in gedachten, zal een 'natuurlijke' versterking van de zeewering zonder aantasting van het huidige veiligheidsniveau op de meeste plaatsen echter enkel mogelijk zijn door het kunstmatig herstellen van de zandbalans aan de hand van suppleties (Arens et al. 2010). De stijging van de zeepiegel resulteert namelijk in een negatieve zandbalans over de hele kustlijn (Atelier Visionaire Kust 2014). Op een termijn tot 2100 betekent dit dat er bijzonder grote hoeveelheden zand nodig zullen zijn om het veiligheidsniveau van vandaag te behouden.

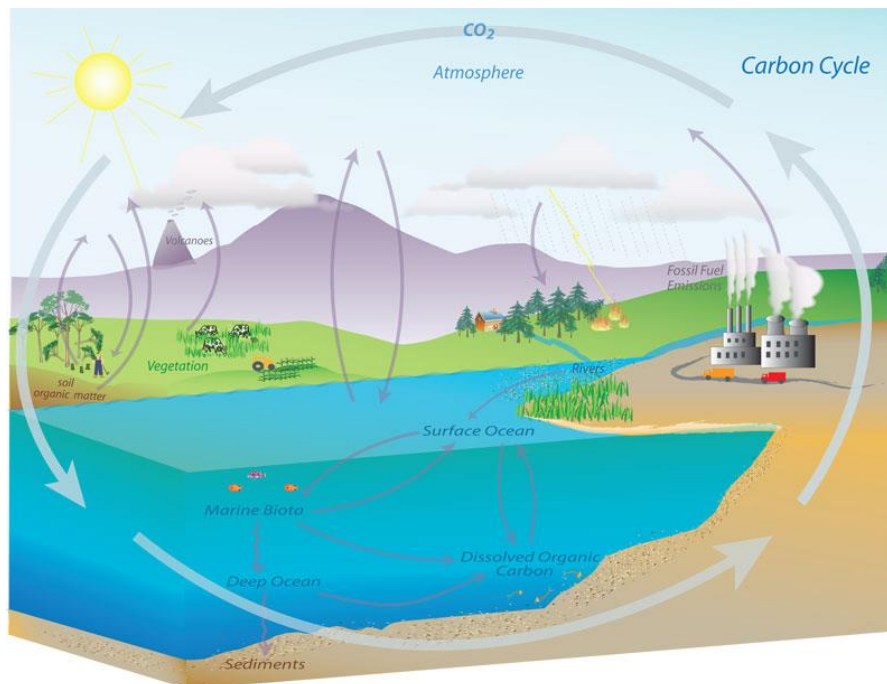
Op sommige plaatsen is het – vanuit maatschappelijk perspectief – niet wenselijk om de bestaande harde zeewering te verwijderen. In dat geval dient gezocht te worden naar alternatieve vormen van kustverdediging, die naast de functie van zeewering ook ecologische functies kunnen vervullen. Er wordt bijvoorbeeld gedacht aan golfdempende structuren die erosie vermijden en sedimentatie op strand of vooroever bevorderen (vb. riffen). Daarnaast zijn er nog mogelijkheden waar een zekere technische inbreng noodzakelijk is, maar die - mits aan bepaalde ecologische randvoorwaarden wordt voldaan – wel kunnen bijdragen tot het bereiken van een gezond functionerend kustecosysteem naast bescherming tegen overstromingen en/of andere ecosysteemdiensten (Boerema et al. 2016). Voorbeelden zijn installaties voor aquacultuur (vb. riffen voor oesterkweek, Tangelder en Ysebaert 2012), megasuppleties waarbij het zand op langere termijn door natuurlijke stromingen langs een stuk kust wordt verspreid (cfr. 'zandmotor'), duin-voor-dijk systemen, Het gecontroleerd toelaten van overstromingen met eventueel aangepaste vormen van maatschappelijk gebruik (bewoning, recreatie, ...) is een vorm van kustverdediging waar een compromis wordt gemaakt tussen veiligheid en natuur (cfr. CcAPSAR, De Waegemaeker et al. 2010; Metropolitaan Kustlandschap, Atelier Visionaire Kust 2014).

5.2.2.3. Klimaatregulatie

Beschrijving

Ecosystemen leveren een belangrijke bijdrage in het verminderen van CO_2 en andere broeikasgassen in de atmosfeer, enerzijds door gebruik van koolstof (C) bij hun groei en anderzijds door opslag van dood organisch materiaal in de bodem. Verwijdering van C door ecosystemen (Figuur 53) wordt gerealiseerd door opslag van organisch materiaal in de terrestrische bodem, begraving van organisch

materiaal in overstromingsgebieden en op de zeebodem, bezinking naar de diepzee en opname door levende organismen. De belangrijkste bijdrage aan de klimaatregulatie wordt geleverd door de jaarlijkse bijkomende opslag via transfer naar de bodem, begraving en bezinking naar de diepzee. Deze reservoirs vormen een lange termijnsopslag en kunnen jaarlijks aangroeien. De opslag in biomassa is geen jaarlijkse bijkomende opslag maar moet gezien worden als een zogenaamde voorraaddienst. De totale hoeveelheid koolstof die wordt opgeslagen in biomassa varieert enkel indien er sprake is van een verandering in het ecosysteem, welke het evenwicht tussen aanmaak en afbraak van organisch materiaal verstoort. Zonder veranderingen is er dus geen jaarlijkse baat of een jaarlijks verlies van deze dienst. De tijdelijke opslag in biomassa wordt wel gekwantificeerd om het belang van het bewaren of optimaliseren van een goed functionerend ecosysteem te duiden.



Figuur 53 – Schematische weergave van de koolstofcyclus (NOAA, 2015)

Kwantificering

➤ Opslag in biomassa

In het **mariene milieu** wordt koolstofopslag in biomassa gerealiseerd door opname van CO_2 door fytoplankton door primaire productie. De totale biomassa van fytoplankton op een gegeven ogenblik in de tijd kan gebruikt worden om in te schatten hoeveel koolstof in biomassa in zee wordt opgeslagen (Beaumont et al. 2008). Voor de Noordzee schommelt de primaire productie rond de 4000 kg C/ha/jaar (Kabuta en Duijts 2000) – variërend tussen 370 en 6210 kg C/ha/jaar (Brion et al. 2004). Voor de totale oppervlakte van het BNZ betekent dit een stock van 1.380 kTon C. Schelpdieren leggen ook koolstof vast in hun schelpen. Er bestaan momenteel echter onvoldoende gegevens over de hoeveelheid koolstof die zo wordt vastgelegd, al wordt wel aangenomen dat ze een C-sink vormen (Grabowski et al. 2012). Volgens Filgueira et al. (2015) is het erg afhankelijk van de lokale omstandigheden of deze vastlegging meer is dan de CO_2 die geproduceerd wordt door de schelpdieren gedurende het proces. De ontwikkeling van schelpdierriffen blijkt bovendien de vorming van zeegrassen te bevorderen (door plaatselijk verlagen van de turbiditeit), welke wel een duidelijke C-sink vormen (Grabowski et al. 2012).

In **terrestrische milieus** is vooral de opslag in boomstammen van belang. De andere compartimenten (kruin, graslanden, ruigte, ...) zijn meer onderhevig aan fluctuaties doorheen het jaar. In totaal is 966 ha, ofwel 12% van de totale oppervlakte van het kustduinendistrict, bebost. Hieronder vallen zowel de typische bossen als de urbane gebieden die bedekt zijn met vegetatie van meer dan 3 m hoogte (cfr. Groenkaart Vlaanderen, AGIV 2010). Op basis van de online tool voor berekening van ecosysteemdiensten Natuurwaardeverkenner (www.natuurwaardeverkenner.be) wordt geschat dat in een hectare bos van 50 jaar oud op een zandige bodem zonder profielontwikkeling 90 à 180 ton C (schatting voor droge en natte bodem) is opgeslagen. Voor het totale kustgebied gaat het dan om een stock van 87 à 174 kTon C.

➤ Lange termijn opslag

In **mariene habitats** wordt koolstof op lange termijn opgeslagen door begraving van organisch materiaal op de zeebodem (Brion et al. 2004) en door export van organisch materiaal via zinkende watermassa's naar diepe wateren (O'Higgins en Gilbert 2014). In mariene wateren zijn het vooral de productieve habitats met zeegrassen die een grote bijdrage leveren aan klimaatregulatie. Zeegrassen in gematigd klimaat kunnen zo'n 1,4 ton C/ha/j per jaar opslaan (Duarte et al. 2013). Deze komen momenteel niet (meer) voor langs de Belgische kust. Voor de Noordzee wordt geschat dat de totale transfer naar de Noord-Atlantische Oceaan 0,0000183 Ton C/jaar (Bozec et al. 2006) bedraagt, wat verwaarloosbaar klein is om een rol te spelen in de regulering van het klimaat (O'Higgins en Gilbert 2014). De sedimentering van C op de bodem van het BNZ wordt door Lancelot et al. (2005) geschat op 41,5 kTon C/j. Bij de veronderstelling dat 1% hiervan organisch is en op de lange termijn wordt opgeslagen (Lancelot et al. 2005) betekent dit een totale opslag van 0,42 kTon C/jaar of 1,2 kg C/ha/j. Dit komt goed overeen met de schattingen van Brion et al. (2004). Zij berekenen een totale opslag van C via sedimentatie op de bodem van de Noordzee van 390 à 460 kTon C/jaar, wat voor het BNZ neerkomt op 1,9 à 2,3 kTon C/jaar. De Noordzee-opslag wordt echter vooral gerealiseerd in specifieke gebieden zoals de Waddenzee, de Noorse Trog, Oesterbank en de Duitse Bocht, waardoor de cijfers op basis van de ganse Noordzee eerder een overschatting zijn. De relatief lage cijfers voor koolstofopslag worden verklaard door de lage dichtheid van fytoplankton en afwezigheid van zeewier in de Noordzee (Beaumont et al. 2007). Zoals typisch voor zeeën gedomineerd door zacht substraat en afwezigheid van zeegrassen wordt de meeste primaire productie binnen het systeem gerecycleerd (Liquete et al. 2013).

Op **slikken en schorren** wordt koolstofopslag gerealiseerd door begraving via sedimentatie en accumulatie van strooisel (enkel op schorren). Getijdgebieden worden namelijk regelmatig overstroomd waarbij telkens een laagje sediment wordt aangevoerd en op de plaat wordt afgezet. De hoeveelheid koolstof die zo wordt begraven is afhankelijk van de bezinkingssnelheid, de dichtheid van het sediment en het gehalte particulier organisch koolstof. Volgende gegevens zijn afkomstig van de IDOD databank (MUMM 2015b):

- Dichtheid sediment: 1,44 g/cm³ (gemiddelde van de parameter 'bulk density' over de periode 2004-2014 voor de sediment surface metingen nabij Baai van Heist)
- Gehalte particulier organisch koolstof: 1,84% (gemiddelde van de sedimentparameter 'particulate organic carbon' over de periode 2004-2014 voor alle sediment surface metingen in Noordzee)

De jaarlijkse bezinkingssnelheid wordt ingeschat op basis van metingen in het Schelde-estuarium. Voor slikken en lage schorren (overstroomd bij elke vloed) wordt een gemiddelde aanvoersnelheid van 2 cm/jaar aangenomen, voor hogere schorren (overstroomt enkel bij springtij) 0,5 cm/j (Maris et al.

2016). Op slikken is de opslag enkel een gevolg van begraving. Bij schorren is er nog een bijkomende opslag via plantenresten (gelijkaardig aan koolstofsequestratie in terrestrische bodems). De koolstofopslag in slikken bedraagt 5,3 ton/ha/j ($1440 \text{ kg/m}^3 * 0,0184 * 0,02 \text{ m/j} * 10000 \text{ m}^2/\text{ha}$), in lage schorren komt hierbij nog 1,2 ton/ha/j (gemiddelde opslag voor een nat grasland). In hoge schorren bedraagt de opslag 1,3 ton C/ha/j ($1440 \text{ kg/m}^3 * 0,0184 * 0,005 \text{ m/j} * 10000 \text{ m}^2/\text{ha}$) + 1,2 ton C/ha/j. Slikken en schorren kunnen daarnaast ook een belangrijke bron van broeikasgasemissies (CO₂, CH₄ en N₂O) vormen. In zoute slikken (> 18 ppm) is de emissie van CH₄ verwaarloosbaar omwille van het gebruik van sulfaat bij de decompositie van organisch materiaal (Poffenbarger et al. 2011). De hoger gelegen schorren staan onder een grotere invloed van zoet water en kunnen een grotere CH₄ emissie hebben. Ford et al. (2012) maten een emissie van 56,1 kg CH₄/ha/j ofwel 1400 kg CO₂ equivalent/ha/j (Ford et al. 2012). De productie van N₂O is sterk variërend, afhankelijk van de wijze van denitrificatie. Voor omstandigheden gelijkaardig aan deze langs de Vlaamse kust is een waarde van 0,26 kg N₂O N/m²/h gemeten, ofwel 78,3 kg CO₂ equivalent/ha/j (Ford et al. 2012). De CO₂ productie bedroeg 33025 kg CO₂/ha/j (Ford et al. 2012). Voor slikken is er in totaal een emissie van 33 ton CO₂ equivalent, ofwel 9,0 ton C/ha/j; voor schorren is er een totale emissie van 34,5 ton CO₂ equivalent ofwel 9,4 ton C/ha/j. Voor nslikke wordt zodus een kengetal van -4,7 ton C/ha/jaar gebruikt, voor lage schorren -2,5 ton C/ha/j en voor hogere schorren -6,9 ton C/ha/jaar.

Hoewel in deze studie geen volledig overzicht is gegeven van de literatuur met betrekking tot koolstofopslag in het mariene milieu, kan wel gesteld worden dat de variatie op de waarden erg groot is. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat deze dienst zeer sterk afhankelijk is van de lokale omstandigheden. Het gebruik van kengetallen uit andere gebieden kan mogelijks ontoereikend zijn om een correcte inschatting te maken van de koolstofopslag in marien milieu, en vooral dan in intergetijdengebieden. Meer gedetailleerde modellen (cfr. 2.3) kunnen eventueel een betere inschatting toelaten, of nog beter zou zijn het gebruik van gegevens van lange-termijn monitoring.

Koolstofopslag in **terrestrische milieus** wordt gerealiseerd door opslag van niet-afgebroken organisch materiaal in de bodem. Bodems onder natuurlijke ecosystemen (ruigte, struweel, bos, natuurgraslanden, ...) vertonen gewoonlijk grotere koolstofstocks dan bodems die intensief bewerkt of gebruikt worden zoals akkers en intensief begraasde weilanden. Bewerking van de bodem heeft meestal een negatieve invloed op de hoeveelheid koolstof die jaarlijks wordt opgeslagen en kan zelfs leiden tot vrijstelling van historische stocks. Naast het landgebruik wordt de capaciteit voor koolstofopslag in de bodem vooral bepaald door de grondwaterdiepte en de textuur, waarbij een natte, kleiige bodem meer kan opslaan dan een droge, zandige bodem (ECOPLAN-monitor 2015).

Om de koolstofopslag in de bodem te berekenen wordt gebruik gemaakt van het meervoudig regressiemodel van Meersmans et al. (2011), waarbij de hoeveelheid koolstof in de bodem geschat wordt op basis van landgebruik, grondwaterdiepte en textuur. Daarbij wordt verondersteld dat de geschatte waardes van koolstofstocks in de bodems een weerspiegeling zijn van de opslag in de laatste 100 jaar, en dat de jaarlijkse bijkomende opslag dus overeenkomt met 1/100^e van de met het model geschatte stock.

In vergelijking met andere natuurtypes is de capaciteit van het duinengebied voor het langdurig stockeren van koolstof in de bodem over het algemeen laag omwille van de grove textuur van duinenzand en de droge bodems. Beide factoren zorgen ervoor dat de bodem zeer goed verlucht wordt waardoor organisch materiaal gemakkelijk afgebroken wordt. Bovendien is door de weinig vruchtbare bodem de productiviteit van de vegetatie in de duinen laag waardoor minder organisch materiaal geproduceerd wordt, minder strooiselmateriaal wordt aangemaakt en dus minder koolstof naar de bodem gesequestreerd kan worden. In vergelijking met de rest van Vlaanderen zijn de totaalvolumes

bijkomende opslag van koolstof per jaar klein. Een uitzondering hierop zijn de venige bodems die zich vormen door kwel in duinpannes. Veengebieden zijn bekend om grote hoeveelheden koolstof te accumuleren door de slechte afbraak van organisch materiaal in zeer natte omstandigheden.

De resultaten die in deze studie bekomen zijn, zijn min of meer vergelijkbaar met literatuur over C-opslag in kustduinen in Verenigd Koninkrijk (Beaumont et al. 2014): 582 ± 262 kg C/ha.y in droge duingraslanden en 730 ± 262 kg C/ha.y in vochtige duinpannes. Deze gegevens zijn de gemiddelde opslag over een periode van 160 jaar. Onze lage schattingen geven een totale opslag van 900 kg C/ha/j in droge duingraslanden tot 1500 à 2500 kg C/ha/j in vochtige duinpannes. De verschillen kunnen mogelijks verklaard worden door de langere periode waarop de metingen in Verenigd Koninkrijk zijn gebaseerd, en de dalende bijkomende jaarlijkse opslag naarmate een ecosysteem veroudert (zeer lage bijkomende opslag na bereiken evenwichtssituatie op ± 100 jaar tijd).

Verwachte vraag

De vraag naar klimaatregulatie wordt gedreven door de huidige evolutie inzake klimaat en de nood aan het terugdringen van concentraties broeikasgassen in de atmosfeer.

Maximalisatie van deze dienst zou betekenen dat de primaire productie en de transfer naar hogere trofische niveau's op een zo hoog mogelijk niveau moeten gebracht worden. Bij een toename van de fytoplankton productie zonder transfer naar hogere trofische niveau's breekt het fytoplankton na afsterven namelijk snel af in de waterkolom (Lancelot et al. 2003) zonder accumulatie van organisch materiaal op de bodem en sequestratie of transfer naar de diepere oceaan (de zogehete koolstofpomp). Bij transfer naar hogere trofische niveau's vergroot de buffercapaciteit. Bovendien zal dood organisch materiaal van hogere trofische niveau's sneller bezinken (zwaarder) waardoor opslag op de bodem kan vergroten. Ontwikkeling van zeegrassen kan bijkomend zorgen voor koolstofopslag.

In de intertidale zone en terrestrisch wordt koolstofopslag vooral gerealiseerd door begraving van organisch materiaal in slikken en schorren en in mindere mate door opslag en sequestratie van organisch materiaal in natte terrestrische ecosystemen (moerassen, duinvaleien). Maximalisatie van deze dienst vraagt dus een zo groot mogelijke uitbreiding van slikken en schorren en moerasachtige gebieden, voor zover de abiotische condities hiervoor geschikt zijn (natte ecosystemen).

5.2.2.4. Waterkwaliteitsregulatie

Beschrijving

Met de dienst waterkwaliteitsregulatie wordt bedoeld het verhinderen dat nutriënten in grond- en oppervlaktewater terecht komen, of het verwijderen van overtollige nutriënten ter voorkoming van eutrofiëring. De belangrijkste gevolgen van te hoge nutriëntenconcentraties zijn: verdwijnen van (rode lijst) soorten die gebonden zijn aan voedselarme bodems, hogere kosten voor zuivering van drinkwater en risico op overmatige algenbloei in zee (vorming van schuim, vorming van toxines) als gevolg van eutrofiëring.

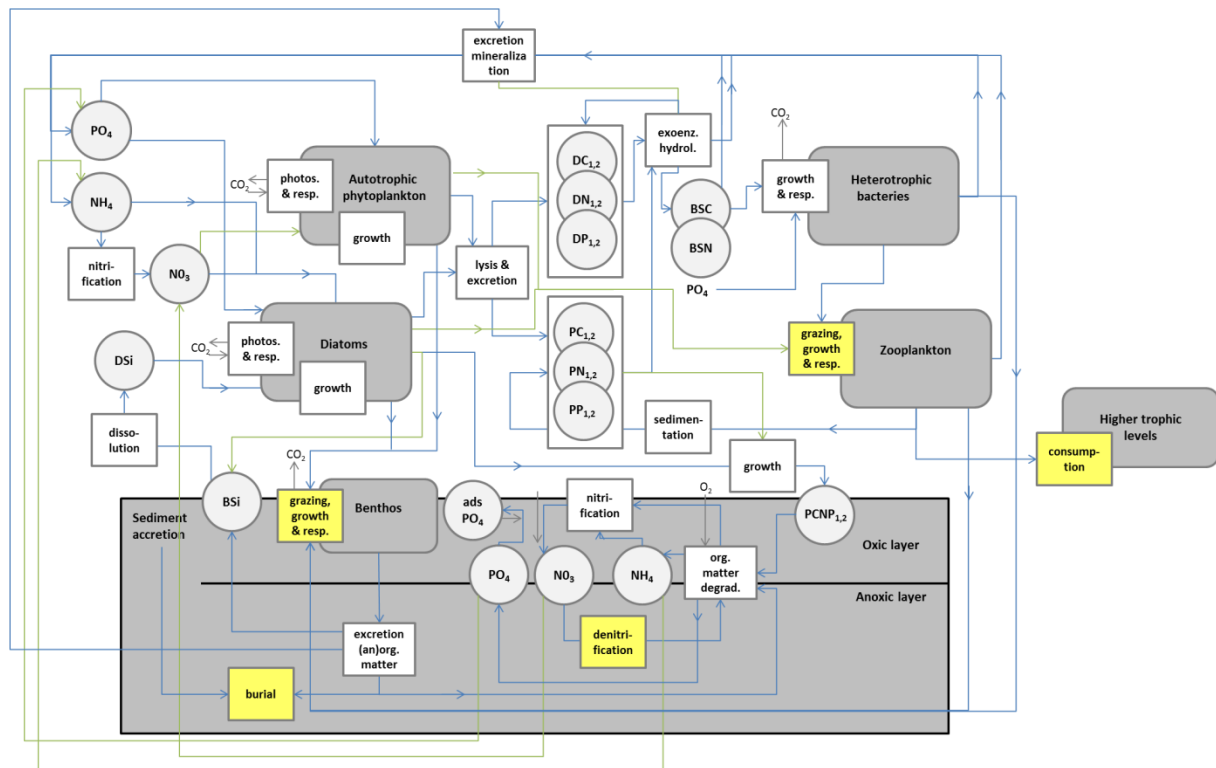
De voornaamste bronnen van hoge nutriëntenconcentraties in grond- en oppervlaktewater (terrestrisch) zijn de diffuse uitspoeling van nitraat- en fosfaatoverschotten (N en P door bemesting), puntlozingen in oppervlakte water (van industrieel en huishoudelijk afvalwater) en de atmosferische depositie van stikstofverbindingen (door emissies van verkeer, industrie, huishoudens, etc. en door

verstuiving tijdens het bemesten). Uit gegevens van VLM (2014) blijkt dat grond- en oppervlaktewater in de kuststreek een eerder lage concentratie van nitraat heeft ($< 25 \text{ mg/l}$). De belangrijkste reden hiervoor is wellicht de afwezigheid van intensieve landbouwactiviteiten met gebruik van meststoffen. Aangrenzend aan deze gebieden wordt wel intensiever aan landbouw gedaan maar doordat de duinen in de studiegebieden hoger liggen dan de omgevende landbouwgebieden zal er via grondwater nauwelijks aanvoer van nutriënten zijn. Er is echter wel een belangrijke aanvoer van N via de atmosfeer van gemiddeld 22 kg N/ha/jaar (VLM 2011). Vooral de duingebieden die zich dicht bij landbouwactiviteiten bevinden (bijvoorbeeld rand met polders) kunnen beïnvloed worden door verstuiving van nitraten tijdens het bemesten. De hoge permeabiliteit en het zandige karakter van de bodem (lage capaciteit om nutriënten vast te houden) zorgen ervoor dat de duinen extra gevoelig zijn aan uitspoeling van nutriënten (aangevoerd via atmosferische depositie) naar grondwater. Bovendien kan een te grote aanvoer van nitraten leiden tot verzuring van de bodem en vrijstelling van nutriënten (nitraten en fosfaten) die aan kalk gebonden zijn.

Een goede waterkwaliteit in het BNZ wordt gekenmerkt door beperkte concentraties van nutriënten en een bepaalde verhouding tussen de verschillende nutriënten en organische stof (C:N:P:Si; Si = silicium). Onder dergelijke omstandigheden wordt de voorjaarsbloei van algen onder controle gehouden via de begrazing door zooplankton. Onder hoge nutriëntenconcentraties en bij verstoring van de nutriëntenbalans neemt de bloei van *Phaeocystis* algen toe en vormen ze gelatine-achtige kolonies die moeilijker begraasd kunnen worden door zooplankton (Lancelot et al. 2009a). Hierdoor ontstaat het bekende schuim op stranden, welke als negatief ervaren worden voor toerisme. Onevenwichtige nutriëntenconcentraties (overmatig N en P) in zee worden veroorzaakt door aanvoer van waterlopen die via de kustvlakte naar zee stromen (Ijzer en verschillende kanalen), aanvoer van door rivieren verrijkt kustwater via het Kanaal in het westen (Seine en Somme) en vanaf de Nederlandse kustzone (Schelde, Rijn) (Lancelot et al. 2007) en atmosferische N depositie afkomstig van scheepstrafiek en aangevoerd via aflagende wind. Diffuse lozingen vanop land komen sinds 1996 niet meer voor in België (DG Environment 2009). De aanvoer via rivieren (65-80% van de totale N-input en 80-85% van de totale P-input in de Noordzee) is daarbij veel belangrijker dan de aanvoer via de atmosfeer (Maes et al. 2004). De input van de Seine blijkt de belangrijkste factor te zijn in het veroorzaken van eutrofiëring in het BNZ (Lancelot et al. 2007). In het oostelijk deel van het BNZ is er ook belangrijke eutrofiëring door aanvoer vanuit de Schelde. De gemiddelde atmosferische depositie in het open zee gedeelte van de Noordzee bedraagt 3 à 11 kg N/ha/jaar (van Bortel et al. 1991). Vlakbij de kust bedraagt de aanvoer van N via de atmosfeer gemiddeld 20 kg N/ha/jaar , variërend tussen 9 – 33 kg N/ha/jaar met minima nabij De Panne, Koksijde en het Zwin en maxima ter hoogte van Knokke-Heist, Middelkerke, Blankenberge en Oostende (VLM 2011). Volgens recente voorspellingen blijkt de bijdrage van atmosferische depositie in het eutrofiëringsprobleem echter sterk onderschat te zijn, en zou dit oplopen tot 15% van de som van instroom via rivieren en via de oceaan (Desmit X., pers. comm.). De schattingen van de huidige flux van N variëren sterk al naargelang het gebruikte rekenmodel. Lancelot et al. (2009a) berekenden een totale gemiddelde instroom van 119 kT N/j en Rousseau et al. (2004) bekomen een waarde van 228 kT N/j . Met de meest recente 3D modellen wordt geschat dat in de periode 1997-2006 jaarlijks zo'n 399 kT N/j het BCP binnenkomt (Lacroix et al. 2007).

Het gebruik van nutriënten door organismen (primaire productie door fytoplankton en planten, bacteriën) vormt een belangrijk proces in de regulering van de hoeveelheid beschikbare nutriënten die de waterkwaliteit bepalen. Alles wat door dergelijke organismen gebruikt wordt bij hun groei vermindert de concentratie aan nutriënten in bodem en water. Bij afsterven komen nutriënten snel terug in de kringloop. Naast deze tijdelijke opslag zijn er in het kustecosysteem nog verschillende mechanismen die nutriënten op lange termijn kunnen verwijderen. Op het land gaat het om opslag in dood organisch materiaal en nutriëntensequestratie in de bodem en denitrificatie. In zee gaat het om

opslag en sequestratie van dood organisch materiaal in de zeebodem, transfer naar de Atlantische oceaan, begraving door afzetting van sediment met organisch materiaal (slikken en schorren), transfer naar hogere trofische niveau's door begrazing en consumptie, en verwijdering door denitrificatie (Figuur 54).



Figuur 54 – Belangrijkste stromen van nutriënten in het BNZ. Omkaderd zijn processen, omcirkeld zijn physico-chemische parameters. Processen die bijdragen tot de ecosysteemdienst waterkwaliteitsregulatie zijn aangeduid in geel. Kleuren van pijlen (groen en blauw) zijn enkel voor de leesbaarheid. Aangepast uit Lancelot et al. (2005)

Kwantificering

➤ Opslag van dood organisch materiaal en begraving (N- en P-retentie)

Uit de review over N en P fluxen in de **Noordzee** (Brion et al. 2004) blijkt, net als voor koolstof, de gemiddelde begraving van nutriënten op de Noordzeebodem zeer klein te zijn (0,7 à 0,8 kg N/ha/j of 241 à 276 Ton N/jaar voor het ganse BNZ en 0,03 à 0,07 kg P/ha/j of 10 à 24 Ton P/jaar voor de ganse Noordzee) en bovendien geconcentreerd in gebieden buiten het BNZ (vb. Waddenzee). Dit komt neer op een verwijdering van 2 % van de totale N en 3 % van de totale P die jaarlijks door menselijke activiteit het BNZ binnenkomt. Wat betreft de uitwisseling van nutriënten met de Atlantische Oceaan blijkt er voor N een evenwicht te zijn tussen Noordzee en oceaan, en voor een P een netto export vanuit de Noordzee naar de Atlantische Oceaan van 24 ± 28 kTon P/jaar (Brion et al. 2004), oftewel 117 ± 137 Ton/jaar als gemiddelde voor het BNZ. Dit komt neer op een verwijdering van ongeveer 43% van de P-input via menselijke activiteit.

Oesterbanken (die momenteel niet meer voorkomen in het BNZ) en andere door tweekleppige gevormde riffen blijken een uitzonderlijk hoge capaciteit te hebben om nutriënten op te nemen. Het zijn zogeheten filtervoeders die zich voeden met zwevende deeltjes in het water. De voedseldeeltjes worden onder andere gebruikt voor de groei van hun schelpen en kunnen bij begraving op lange

termijn bewaard worden (Waldbusser et al. 2011). Filtervoeders kunnen zowel op harde als op zachte ondergrond groeien. Op basis van een studie in de baai van Chesapeake (USA) wordt aangenomen dat oesterbanken (bestaande uit mossels en oesters) op een diepte van 4m gemiddeld 950 kg N/ha/jaar opslaan, en dat 47% hiervan gebruikt wordt voor de groei van hun schelp en dus gezien kan worden als opslag op (middel)lange termijn (Kellogg et al. 2013). Mogelijks is dit een overschatting van de werkelijke opslag omdat hierbij geen rekening wordt gehouden met slijtage van oudere schelpen (Grabowski et al. 2012). Voor zeegrassen bedraagt de jaarlijkse N retentie 134 kg/ha en voor P 20,1 kg N/ha (Gacia et al. 2002) (tabel Appendix 2).

De begraving van nutriënten in **slikken en schorren** wordt berekend op dezelfde manier als bij koolstofopslag, waarbij de concentratie N in sediment 0,31% bedraagt (sedimentparameter 'particulate nitrogen' IDOD 2015). In de IDOD database is geen info te vinden over concentratie P in het sediment. Een inschatting wordt daarom gemaakt op basis van de verhouding tussen de totale N- en P-input in de Noordzee (Brion et al. 2004), zijnde $P = 1/18^e$ N. De geschatte concentratie van P in sediment bedraagt zodus 0,02%. Voor slikken en lage schorren wordt een gemiddelde opslag van 1091 kg N/ha/jaar en 70 kg P/ha/jaar berekend en voor hogere schorren, die enkel overstromen bij springtij, 273 kg N/ha/jaar en 18 kg P/ha/jaar (tabel Annex 2). Estuaria en slikken en schorren spelen een belangrijke bufferende rol in de aanvoer van nutriënten van land naar zee en in de reductie van nutriëntengehalte van kustwateren.

Nutriëntenopslag in **terrestrische milieus** gebeurt op verschillende manieren. Enerzijds nemen planten nutriënten op voor hun groei en leggen zo tijdelijk nutriënten vast. Plantendelen die afsterven kunnen ofwel door mineralisatie terug in de kringloop terecht komen, of bij slechte afbraak van het strooisel zal het organische materiaal met de daarin opgeslagen nutriënten op langere termijn worden opgeslagen. Anderzijds kunnen ook vegetatie-arme duinen (stuifduinen) nutriënten opnemen wanneer zij rijk zijn aan kalk en/of aan ijzer. Kalk is namelijk in staat om nitraten en fosfaten aan zich te binden. IJzer is eveneens in staat om fosfaat aan zich te binden. Kalkrijke duinbodems in Vlaanderen zijn meestal ook ijzerrijk. Opstuiven van zand zorgt ervoor dat vers kalkrijk zand wordt aangevoerd of dat dieper gelegen kalkrijke bodems terug aan de oppervlakte komen zodanig dat de opslagcapaciteit van nutriënten behouden blijft. Daarnaast wordt ook verzuring van de duinenbodem tegengegaan en wordt verhinderd dat fosfaten en nitraten terug vrijgesteld worden door het oplossen van kalk. Een extra risico bij verzuring is dat nitraten en fosfaten worden vrijgesteld en de vegetatie sterker zal groeien en verruigen. Daardoor zal fosfaat zich aan een complex van ijzer en organische stof binden, welke minder stabiel is dan een binding aan enkel ijzer of calcium. Doordat kalkrijke bodems nutriënten vasthouden komen deze niet ter beschikking van vegetatie en zullen fosfaten beter vastgehouden worden in de bodem.

De berekening van de baten voor waterkwaliteit in terrestrische milieus zijn gebaseerd op de kritische waarde van stikstoftoevoer (ook wel de kritische last vermesting genoemd) is. Deze kritische waarde is de hoeveelheid stikstof per eenheid van oppervlakte dat een habitat maximaal kan verdragen zonder dat er verandering van de biodiversiteit optreedt op lange termijn (MIRA 2014). Er wordt hierbij verondersteld dat de maximale capaciteit van een ecosysteem om uitspoeling naar grondwater te voorkomen gelijk is aan de maximale hoeveelheid N die een ecosysteem kan verdragen zonder dat een verandering in het ecosysteem optreedt. Gegevens over de kritische N toevoer zijn afkomstig van een studie rond kritische N toevoer voor alle vegetatietypes in Nederland (van Dobben et al. 2008) waarbij naast habitatype ook rekening wordt gehouden met bodemkarakteristieken (nutriëntengehalte, textuur en kalkgehalte). De hoeveelheid N die in een ecosysteem terecht komt wordt berekend als de som van de atmosferische depositie en de aanvoer via grondwater en wordt mee in rekening gebracht (verwijdering kan niet hoger zijn dan aanvoer).

Begrazing verlaagt de nutriëntenbeschikbaarheid en dus het risico op uitspoeling. Uit een studie in Nederland (Kooijman & Smit 2001) blijkt dat door de aanwezigheid van grazers in zure duingebieden de hoeveelheid beschikbare stikstof tot 50% kan dalen.

➤ Denitrificatie

De gemiddelde jaarlijkse denitrificatie in **mariene** sedimenten in het zuidelijke deel van de Noordzee wordt geschat op 21,9 kg N/ha/jaar (Brion et al. 2004), ofwel 61% van de jaarlijkse input van menselijke oorsprong. Uit verschillende onderzoeken blijkt dat denitrificatie groter is in sedimenten met een hoger gehalte slib en organisch materiaal dan in zandige sedimenten arm aan organisch materiaal (Brion et al. 2004; Fan et al. 2015).

Hoog-energetische stranden zoals deze langs de Belgische kust hebben over het algemeen een zeer lage denitrificatiegraad omwille van het hoge zuurstofgehalte en de continue verstoring van het sediment (Cockcroft en McLachlan 1993).

Rifvormende organismen (oesters, mosselen, schelpkokerwormen) kunnen de gemiddelde denitrificatie plaatselijk zeer sterk verhogen. De aanwezige microhabitats creëren namelijk kansen voor het voorkomen van de verschillende processen in de stikstofcyclus (ammonificatie, nitrificatie en denitrificatie). Voor schelpkokerwormen is bovendien aangetoond dat ze actief zuurstof in het sediment pompen, wat de mineralisatieprocessen in de bodem bevordert (Braeckman et al. 2010). Oesterbanken kwamen van nature voor in het BNZ maar zijn momenteel niet meer aanwezig. Schelpkokerwormriffen komen wel voor. In de literatuur zijn de waarden voor denitrificatie in oester- en mosselbanken sterk uiteenlopend, gaande van 57 kg N/ha/jaar (Piehler en Smyth 2011), 114 kg N/ha/jaar (Smyth et al. 2013) tot 610 kg N/ha/jaar (Kellogg et al. 2013). Recent onderzoek heeft echter aangetoond dat denitrificatie in riffen hoofdzakelijk verhoogt indien de riffen niet voor aquacultuurproductie bestemd zijn (Kellogg et al. 2014). In dit onderzoek wordt voor mossel- en oesterbanken het gemiddelde van de waarden van de verschillende studies aangenomen (260,3 kg N/ha/j). De studie van Braeckman et al. (2010) toont aan dat denitrificatie in sediment met schelpkokerwormen afhankelijk is van aantal individuen per m² (densiteit), waarbij de denitrificatie een logaritmische functie is van de densiteit (afname van denitrificatie met concentraties hoger dan ~550 ind/m²). Voor een lage concentratie van 150 ind/m² bedraagt de denitrificatie 144 kg N/ha/j, een maximale denitrificatie wordt bereikt bij een concentratie van 550 ind/m² (228 kg N/ha/j). Wanneer echte riffen gevormd worden komen tot enkele duizenden individuen per m² voor (Rabaut M. 2009). Uit de studie is geen informatie beschikbaar voor concentraties van meer dan 750 individuen per m². In door *Abra alba* en *Nephtys* sp. gedomineerde gemeenschappen bedraagt de denitrificatie bij hoge densiteit (resp. 5000 en 300 ind/m²) 260 en 37 kg N/ha/j, respectievelijk. Wat betreft het voorkomen van de verschillende benthosgemeenschappen geeft de habitatkaart enkel aan waar zich per gemeenschap geschikte biotopen bevinden. De werkelijke verspreiding zal echter beperkter zijn. Ook over de dichtheid (aantal ind/m²) – welke een belangrijke invloed heeft op denitrificatie – is geen informatie beschikbaar. Indien we deze kaarten zouden gebruiken als basis voor het inschatten van denitrificatie leidt dit tot een zeer grote overschatting. De totale denitrificatie in deze habitats wordt dus gelijkgesteld aan de gemiddelde denitrificatie voor het BNZ (21,9 kg N/ha/j). De localisatie van aggregaties van schelpkokerwormen van min. 500 ind/m² is nauwkeuriger ingeschat (zie Ecosysteemdiensten Methodologie). Aangezien schelpkokerwormen tot de *Abra alba* gemeenschap behoren wordt hier het gemiddelde van beide soorten gebruikt, zijnde 244 kg N/ha/j. De graad van denitrificatie in bodems bedekt met zeegrassen in gematigd klimaat is minder duidelijk. Zowel hoge (Smyth 2013) als lage (zie review door McGlathery et al. 2007) capaciteit voor denitrificatie in zeegrassen werd aangetoond. Smyth et al. (2013) tonen een verwijdering van 104,9 kg N/ha/j, terwijl de

gemiddelde waarde berekend door McGlathery et al. (2007) 10,6 kg N/ha/j bedraagt. Het gemiddelde van de waarden in McGlathery et al. (2007) en Smyth et al. (2013) bedraagt 29,45 kg N/ha/j.

Denitrificatie in **slikken en schorren** is sterk afhankelijk van het zoutgehalte van het water (lagere denitrificatie in zouter water), aanwezigheid van vegetatie en van de overstromingsfrequentie. In zoutwater schorren bedraagt de gemiddelde denitrificatie 107 kg N/ha/jaar (Broekx et al. 2011). In slikken is denitrificatie gewoonlijk lager door het lagere gehalte aan koolstof en door de beperktere structuurvariatie in vergelijking met een doorwortelde bodem (Piehler et al. 2011). Hiervoor wordt een waarde van 60 kg N/ha/jaar aangenomen (Piehler et al. 2011).

In **terrestrisch milieu** is denitrificatie sterk afhankelijk van het gebruik van meststoffen in de omgeving van het gebied. De werkelijke hoeveelheid denitrificatie kan dus voor eenzelfde habitatype sterk verschillen naargelang de nabijheid van een landbouwgebied met gebruik van meststoffen. Om een idee te krijgen van de capaciteit van een habitat om stikstof te verwijderen via denitrificatie, onafhankelijk van zijn ligging ten opzichte van landbouwgebied, wordt de gemiddelde concentratie N in het grondwater in de kust (2,20 mg/l) gebruikt als input (ref). De belangrijkste factoren die de hoeveelheid denitrificatie bepalen zijn bodemtextuur en grondwaterdiepte, waarbij kleiige, vochtige bodems een grotere denitrificatiecapaciteit hebben dan droge, zandige bodems. Denitrificatie zal eveneens hoger zijn in bodems met fluctuerende grondwatertafel dan in bodems met een permanent hoge grondwatertafel. Door de lage graad van landbouwactiviteit met gebruik van meststoffen en de lage concentratie N in het grondwater is denitrificatie in het terrestrisch deel van de kust zo goed als verwaarloosbaar (tabel Appendix 2).

Verwachte vraag

Het verminderen van de aanvoer van N en P is de meest voor de hand liggende manier waarop waterkwaliteit gereguleerd kan worden. Wanneer we echter een bepaalde aanvoer van N en P als randvoorwaarde beschouwen dan kunnen we kijken naar welke doelstellingen er gesteld kunnen worden aan waterkwaliteitsregulatie door het ecosysteem.

Voor het bepalen van de maximale vraag in deze visievorming wordt vertrokken van de gemiddelde basismilieukwaliteitsnormen voor het bereiken van een goede ecologische toestand in grond- en oppervlaktewater gesteld in VLAREM II en in de Kaderrichtlijnen Mariene Strategie (KRMS), en voor het vermijden van eutrofiëring in de Noordzee, gesteld in OSPAR (Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic). De richtlijnen van VLAREM II en KRMS zijn uitgedrukt in concentraties, de norm in OSPAR geeft een maximale waarde voor de jaarlijkse vracht van N in BNZ. OSPAR stelt bijkomend een richtwaarde voor de verhouding van N:P, zijnde 16 als achtergrondwaarde (Redfield ratio) en 24 als maximaal toelaatbare waarde (DG Environment 2009). De aan te raden C:N:P:Si ratio voor mariene diatomeeën is 106:16:1:20 (Redfield et al. 1963).

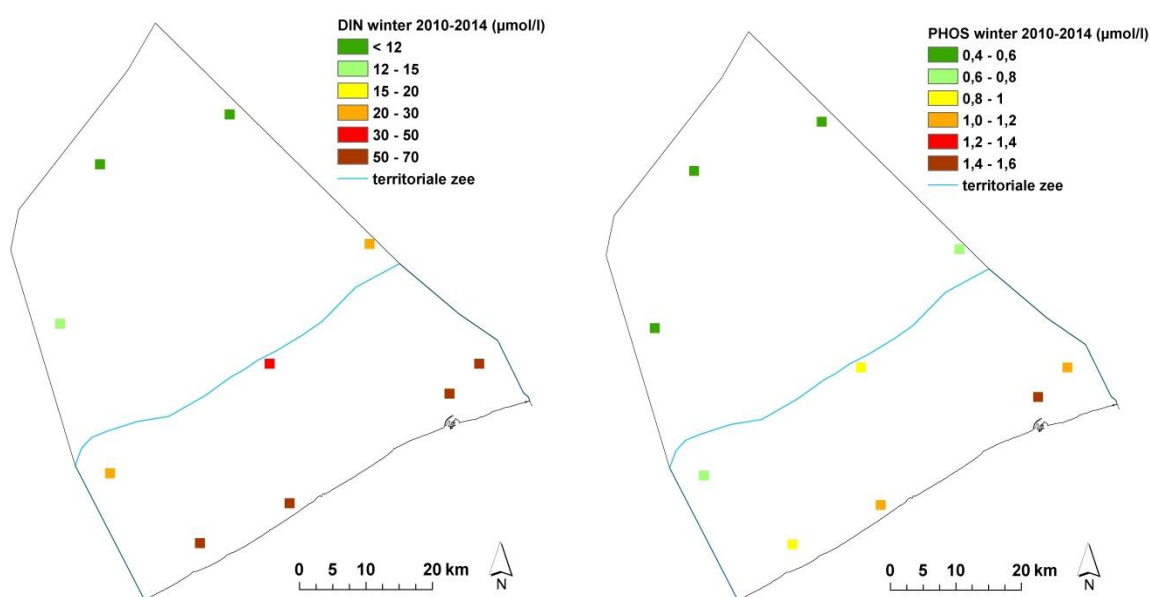
Tabel 15 vat de richtlijnen inzake nutriënten in de verschillende watertypes samen. Naast de basiskwaliteitsnormen zijn er nog specifieke vereisten die gesteld worden aan grond- of oppervlaktewater met een bepaalde bestemming, zijnde drinkwater, zwemwater, viswater en schelpdierwater. Deze zijn terug te vinden op <https://navigator.emis.vito.be/mijn-navigator?wold=10071>.

Tabel 15 – Overzicht van normen inzake N en P. 'Basis' zijn de zogenaamde OSPAR background values, 'maximum' zijn de maximale drempelwaarden

Kader	Watertype	Concentratie/vracht	Nitraat	Nitriet	Ammonium	Ammoniak	Totaal stikstof	Orthofosfaat	Totaal fosfaat	N:P ratio
VLAREM II	Grondwater	Concentratie	50 mg/l	0,1 mg/l	0,5 mg/l	-	-	-	1,34 mg/l PO ^{-2-/3-}	-
VLAREM II	Rivieren en meren	Gemiddelde concentratie	50 mg/l	0,2 mg/l	-	0,03 mg N/l	1 à 4 mg/l (zomerhalfjaar, typespecifiek)	0,10 à 0,14 mg/l (typespecifiek)	0,04 à 0,14 mg/l (zomerhalfjaar, typespecifiek)	-
VLAREM II	Overgangswateren (zout, mesotidaal)	Gemiddelde concentratie	0,49 mg/l (wintergemiddelde)			-	-	0,07 mg/l	-	-
KRMS/OSPAR	Kust	Gemiddelde concentratie	10 µmol/l (basis) 15 µmol/l (maximum)			-	-	-	0,6 µmol/l (basis) 0,8 µmol/l (maximum)	-
KRMS/OSPAR	Open zee	Gemiddelde concentratie	12 µmol/l (maximum)			-	-	-	0,6 µmol/l (basis) 0,8 µmol/l (maximum)	-
OSPAR	Kust en open zee	Jaarlijkse vracht	60 kT N/j			-	-	-	8,75 kT P/j	16 (basis) 24 (maximum)

➤ Waterkwaliteitsregulatie marien

Voor zowel N als P worden in het BNZ de normen voor een goede ecologische status overschreden (Figuur 55). Voor P is dit beperkt, voor N is er een grote overschrijding van vaak meer dan 3 keer de richtwaarde volgens de KRMS (15 $\mu\text{mol/l}$). In open zee is er enkel voor N een overschrijding die in het oosten relatief groot is en in het westen eerder beperkt. Voor zowel N als P zijn de concentraties het grootst in het oosten van het BNZ, wat te verklaren is door de invloed van de Scheldemonding, en vlakbij de kust, wat te maken heeft met lozingen vanop land (via kanalen en rivieren zoals IJzer, Schipdonkkanaal, ...) en atmosferische N-depositie vanop land. Voor nitraat zijn er echter ook zeer hoge concentraties in het westen van het BNZ, die veroorzaakt worden door aanvoer van nitraatrijk Seine-water (Lancelot et al. 2007).



Figuur 55 - Gemiddelde winternutriëntenconcentraties ($\mu\text{mol/l}$) in het BNZ 2010 –2014 op basis van metingen IDOD database (MUMM 2016)

In het huidige kustecosysteem is er bovendien een sterk overwicht van N ten opzichte van P (N:P), en van N en P ten opzichte van Si. De maximaal toelaatbare ratio van N:P wordt vooral in de kustwateren overschreden. In open zee ligt de ratio onder de maximaal toelaatbare ratio van 24 (DG Environment 2009). Sinds de jaren '80 is door beperking van het gebruik van P in wasmiddelen en nieuwe waterzuiveringstechnieken de toevoer van P naar open zee met de helft gehalveerd. De N-toevoer is daarbij ongeveer gelijk gebleven. Hoewel de verminderde toevoer van P de *Phaeocystis* algenbloei met de helft heeft doen dalen (in intensiteit en duur), zorgen te hoge nutriëntconcentraties iedere lente nog steeds voor een bloei van deze ongewenste algen (Passy et al. 2013). Door de overmaat aan N en P en de relatief lage concentratie aan Si is de bloei van diatomeeën (die afhankelijk zijn van Si) eerder beperkt en blijft er na deze bloei nog een belangrijke hoeveelheid N over, waar *Phaeocystis* algen van profiteren (Rousseau et al. 2002). Door het sterke overwicht van N op P zal een daling van de N-toevoer echter niet leiden tot een vermindering van *Phaeocystis* bloei. Om dit tegen te gaan is een verdere daling van P, het limiterende nutriënt in het huidige kustecosysteem, noodzakelijk (Passy et al. 2013). Het zeer sterke overwicht van N ten opzichte van P zorgt er echter wel voor dat ander plankton te sterk

begint te groeien, waaronder potentieel toxische algen (Burson et al. 2016). Een toename van Si kan eveneens bijdragen aan het inperken van *Phaeocystis* bloei doordat de vroege bloei van diatomeeën geïntensifieerd wordt en minder nutriënten beschikbaar blijven voor *Phaeocystis*. Het is dus naast een reductie van totale gehalten aan nutriënten van kapitaal belang de verhoudingen tussen N, P en Si binnen bepaalde grenzen te brengen.

Een eerste belangrijk proces waarmee nutriëntenconcentraties en algengroei onder controle worden gehouden is via begrazing door zooplankton. Gezonde populaties van begrazers en dus een goede transfer van primaire productie naar hogere trofische niveau's is dan ook essentieel. Filterorganismen zoals oesters en mossels kunnen een belangrijke rol spelen in het verminderen van de beschikbare hoeveelheden nutriënten en het vermijden van algenbloei. Lancelot et al. (2009b) toonden aan dat voor kleine kolonies van *Phaeocystis* er een positief verband is tussen de grootte van de kolonie en de verwijdering van kolonies door mossels (hoe groter de kolonie, hoe meer kolonies worden gegeten). Het is echter niet bekend tot welke grootte van *Phaeocystis* kolonies mosselen effectief de algen begrazen, en of bij grotere kolonies de kieuwen van mosselen kunnen verstoppert (Van Nieuwenhove et al. 2009). Wanneer de bloei van algen te groot wordt kunnen schelpdieren die zich aan de bodem bevestigen ook verstikt geraken door massale sedimentatie van afgestorven organisch materiaal na de bloei. Dit heeft in Nederland in 2001 geleid tot het afsterven van 10 miljoen kg mosselen in de Oosterschelde (Peperzak en Poelman 2008). Consumptie van toxische algen zorgt er bovendien voor dat schelpdieren tijdelijk niet geoogst kunnen worden. Daarnaast is ook de denitrificatie in rifvormende schelpdieren zeer hoog in vergelijking met andere habitats in de Noordzee, wat bijkomende voordelen oplevert voor waterkwaliteitsregulatie. Ook zeegrasen en riffen van schelpkokerwormen zijn gekenmerkt door een hoge graad van denitrificatie. Gezien de rol van riffen in de regulering van waterkwaliteit wordt voor de maximalisatie van deze dienst een terugkeer van oesterbanken en ontwikkeling van mosselkolonies (indien mogelijk) vooropgesteld. Het voorkomen van zeegrasen (indien mogelijk) wordt eveneens als wenselijk beschouwd voor het maximaliseren van deze dienst.

Lancelot et al. (2009a) – basis voor OSPAR norm inzake N – stellen dat de flux van nitraten naar de Noordzee maximaal 60 kT per jaar mag bedragen. De OSPAR norm voor P stelt als doel een halvering van de jaarlijkse vracht van 1985, ofwel 8,75 kT/j. Momenteel zijn de belangrijkste bronnen voor nutriënten in de Noordzee: aanvoer vanuit de Atlantische oceaan via Frankrijk, aanvoer van Scheldewater, rechtstreekse monding van kustwaterlopen (onder andere IJzer, Schipdonkkanaal, ...) en atmosferische depositie. Diffuse lozingen vanop land komen sinds 1996 niet meer voor in België (DG Environment 2009). Met een huidige flux van 119 à 399 kT N/j (minimale en maximale schatting, zie Kwantificering) betekent dit dat er tussen 59 en 339 kT N/j teveel toekomt. De resultaten van de verschillende modellen zijn allen gebaseerd op data van voor 2007. Er is geen significante verandering waargenomen in de gemiddelde DIN concentraties van 1974 tot 2005 (Brion et al. 2008). Andere ecosysteemprocessen (denitrificatie, begraving) of begrazing door andere organismen zoals mosselen, verlaagt de beschikbaarheid van N die leidt tot de ontwikkeling van *Phaeocystis* kolonies. Voor een maximalisatiescenario voor deze dienst (zonder vermindering van aanvoer) zou ongeveer de helft van het BNZ met mosselbanken bedekt moeten worden (260 kg N/ha/j denitrificatie + 447 kg N/ha/j retentie), of een oppervlakte van minimum 2 keer het BNZ zou nodig zijn indien enkel schelpkokerwormriffen of zeegrasen zouden voorkomen (244 kg N/ha/j denitrificatie + 0,75 kg N/ha/j retentie voor schelpkokerwormen en 57,8 kg N/ha/j denitrificatie + 134 kg N/ha/j retentie voor zeegrasen).

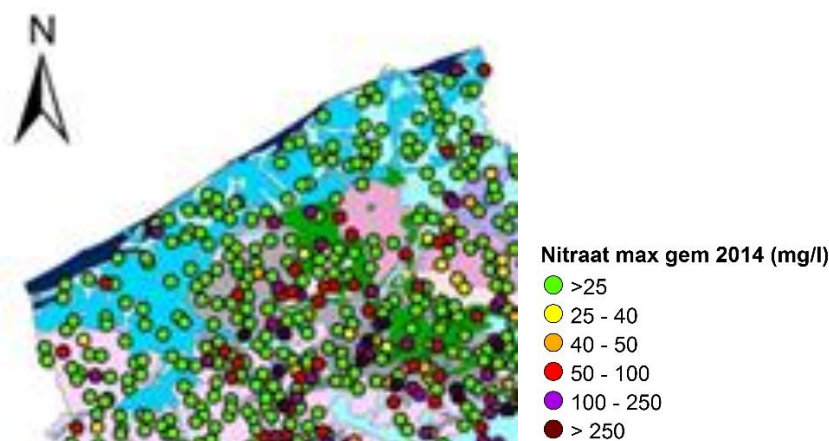
Nog voor de nutriënten in zee uitspoelen levert het ecosysteem ook een dienst door nutriënten te bufferen op de overgang van land naar zee. Vooral in gebieden met slikken en schorren zijn

nutriëntenretentie en denitrificatie belangrijke processen. De huidige aanvoer vanuit de Vlaamse kustzone (via diffuse lozingen, IJzer en andere waterlopen) bedraagt 17,4 kT N/j (Rousseau et al. 2004). Met een totale verwijdering van 849 kg N/ha/j (lage schorren) zou voor een vermindering van de aanvoer vanop land minstens 20500 ha slikken en schorren nodig zijn. Met uitzondering van de IJzer stroomt er vanaf de kust echter geen enkele rivier via slikken en schorren rechtstreeks naar zee. Door het Zwin terug een monding te laten worden zou het wel een bijdrage kunnen leveren in de buffering van nutriënten van land naar zee. Naast N en P kan echter ook Si dat via rivieren wordt aangevoerd worden opgeslagen in overstromingsgebieden (Struyf et al. 2007, 2009) en al dan niet worden omgevormd tot Si dat beschikbaar is voor mariene diatomeeën. Beperkt onderzoek toont aan dat tijdens periodes van Si-tekort overstromingsgebieden een bron van Si vormen (Struyf et al. 2005; Müller et al. 2013). Over de precieze bijdrage van slikken en schorren aan de Si-beschikbaarheid in de Noordzee en de rol die ze kunnen spelen in de eutrofiëringsproblematiek is slechts beperkt onderzoek beschikbaar.

➤ Waterkwaliteitsregulatie terrestrisch

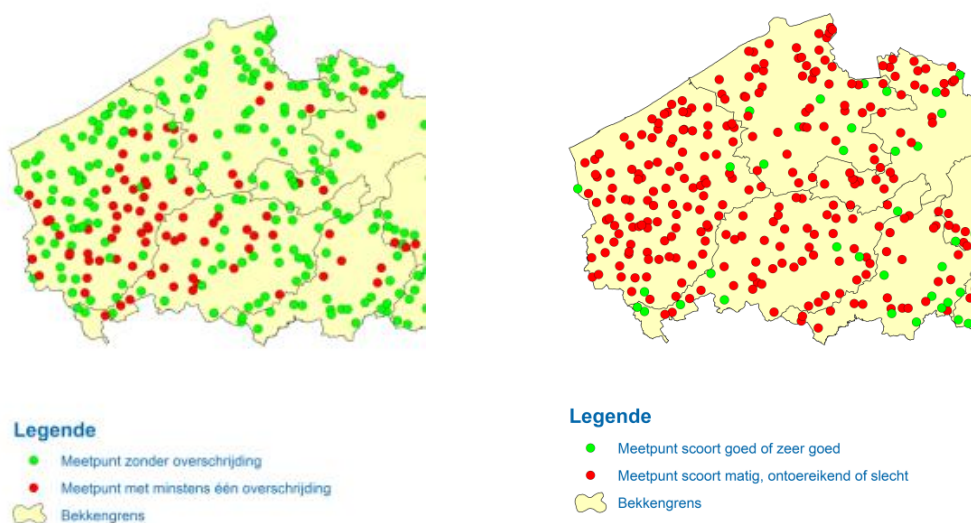
Momenteel wordt in 2 van de meetstations die binnen het studiegebied vallen de nitraatnorm van **grondwater** (25 mg/l) in belangrijke mate overschreden (100-250 mg/l), met name ter hoogte van Schuddebeurze (Westende) en nabij Oosthoek in Knokke (Figuur 56). Wat fosfaat betreft is er binnen het kustduinendistrict geen overschrijding. Wel is er op enkele specifieke locaties in de uitbreidingszone van het Zwin (buiten het kustduinendistrict) een te grote concentratie waargenomen. Gezien de plannen voor natuurherstel (geen bemesting) wordt hier verder niet op ingegaan.

De belangrijkste wijze waarop nutriënten uit grondwater verwijderd worden is door opname door planten (met tijdelijke opslag in levend organisch materiaal en lange termijnsopslag door retentie in de bodem) en door denitrificatie in zones waar grondwater onder de vorm van oppervlakkige kwel aan de oppervlakte komt (depressies, oeverzones). Ieder duinhabitattype is gekenmerkt door een bepaalde tolerantie aan nutriënten (van Dobben et al. 2006; Kooijman et al. 2009). Habitattypes met een hogere behoefte aan nutriënten, zoals wilgenstruweel (2170), kunnen een deel van de via het grondwater aangevoerde N opnemen. Andere habitattypes zoals duingraslanden (2130) en ontkalkte duinen (2150) zijn erg gevoelig aan hoge nutriëntenconcentraties en gaan snel over tot verzuuring. Een maximalisatie van de dienst waterkwaliteitsregulatie zou betekenen dat in de omgeving van landbouwgebieden habitattypes voorkomen met een relatief hoge tolerantie voor nutriënten (duinstruweel, bepaalde types van duinpannevegetatie). Bij een te grote aanvoer van nutriënten zullen deze habitattypes echter ook schade ondervinden. Behalve een bepaalde inrichting van het landschap is het dus ook noodzakelijk om de toevoer van nutriënten via uitspoeling van meststoffen te beperken. Daarnaast kunnen ook potenties voor denitrificatie vergroot worden door vernatting en door uitbreiding van oeverzones. Dit laatste kan gerealiseerd worden door het vernatuurlijken van waterlopen en van oevers van plassen, door hermeandering, aanleg van plas/draszones en verschuiven van de oevers. Vernatting wordt gerealiseerd door infiltratie te bevorderen in droge bodems en retentie in natte bodems. Een verhoogde infiltratie in droge zones vergroot namelijk de kwel in lagergelegen natte systemen. Het dempen van drainagegrachten en hermeanderen van waterlopen zorgt voor een vertraagde afvoer van water benedenstrooms en verhoogde waterretentie in bodems rond de waterlopen.



Figuur 56 – Normoverschrijdingen nitraat grondwater (VMM, 2014). Donkerblauwe achtergrond = duinen; lichtblauw = polders

In het studiegebied zelf liggen geen MAP-meetpunten voor concentraties N en P in het **oppervlaktewater**. Een groot deel van het oppervlaktewater dat via de IJzer en via kanalen de zee bereikt is echter afkomstig uit de polders. Het is dus van belang om te kijken naar concentraties N en P in oppervlaktewater buiten het studiegebied. Voor nitraat (Figuur 57 links) is op zo goed als geen enkele plaats aangrenzend aan de kustzone een overschrijding maar voor fosfaat (Figuur 57 rechts) wordt op alle meetplaatsen een overschrijding waargenomen. De concentraties P in het gedeelte van het BNZ nabij de kust liggen boven de norm van de KRMS (Figuur 55). De hoge concentraties P kunnen schadelijk zijn voor het ecosysteem in de oppervlaktewateren zelf, en veroorzaken algenbloei in de Noordzee. De belangrijkste wijze waarop fosfor uit overgangswateren kan worden verwijderd is door sedimentatie en begraving van organisch materiaal. Door het zeer sterke overwicht van N op P wordt gesuggereerd de P concentraties in eerste instantie niet verder te doen dalen zonder ook een daling van de N toevoer (Burson et al. 2016). Vooral de daling van N blijkt zeer belangrijk te zijn. Maatregelen ter bevordering van denitrificatie (waarbij N concentraties dalen en P concentraties ongewijzigd blijven) zijn dus wenselijk, zoals uitbreiding van oeverzones langs plassen en waterlopen (schuinaflopemde oevers, hermeandering), waterbodems en andere maatregelen die de verblijftijd van water in het ecosysteem verlengen. De ontwikkeling van patchvormende waterplanten kan ook bijdragen aan denitrificatie (Schoelynck et al. 2014).



Figuur 57 – MAP-meetnet: (links) toetsing nitraatconcentraties winterjaar 2014-2015 aan de drempelwaarde van 50 mg/l (VMM 2015) en (rechts) toetsing orthofosfaatconcentraties winterjaar 2014-2015 aan de typespecifieke milieukwaliteitsnorm (VMM 2015)

Tenslotte is er nog een belangrijke aanvoer van stikstof vanuit de **atmosfeer**, die momenteel de kritische depositie van bepaalde duinhabitats overschrijdt. De kritische depositie is “de grens waarboven het risico bestaat dat de kwaliteit van het habitat significant wordt aangetast door de verzurende en/of vermestende invloed van atmosferische stikstofdepositie” (van Dobben et al. 2012). De belangrijkste bronnen van nitraten in de atmosfeer zijn industriële activiteit, verkeer, verstuiving tijdens het bemesten en ammoniak- en ammoniumproductie in veeteelt. Dicht bij de zee maakt mariene ammoniakproductie ook een deel van deze depositie uit. Wanneer ammonium aanwezig is in de sterk verrijkte kuststrook en de pH van het zeewater boven de 8 komt, dan kan ammoniak vervliegen (Johansson en Wedborg 1980 in Kooijman et al. 2009). Bij overmatige algenbloei worden deze risico's groter doordat het enerzijds de pH van het zeewater verhoogt (Kooijman et al. 2009), en anderzijds op het strand schuim achterlaat waaruit ammoniak kan vervluchtigen of dat gemakkelijk met de wind naar de duinen kan verstuiven (Noordijk et al. 2014). Atmosferische depositie is vooral een probleem in de habitats die zeer gevoelig zijn aan nutriëntenaanvoer, en door accumulatie van depositie over de jaren heen kan ook uitspoeling naar grondwater ontstaan op termijn (Kooijman et al. 2009).

Slechts een beperkt deel van de atmosferische depositie kan door een gezond ecosysteemfunctioneren vermeden worden, met name door waterkwaliteitsregulatie in zee en zo het vermijden van ammoniakverdamping. Het andere deel kan enkel door technische maatregelen (daling van de uitstoot van landbouw, industrie en verkeer) beïnvloed worden. Schadelijke effecten door atmosferische depositie kunnen in bepaalde duinhabitats afgezwakt worden door het inzetten van begrazers, maaien of door het herstellen van de verstuivingsdynamiek. Duinbodems met veel kalk zijn gekenmerkt door een hoge microbiële activiteit met een grote vraag naar stikstof, waardoor minder stikstof voor planten beschikbaar is en minder N mineralisatie optreedt. Hoe minder biomassa, hoe minder strooiselproductie en hoe minder mineralisatie van N (Kooijman et al. 2009). In jonge, kalkrijke bodems is het van belang het kalkgehalte in de bovenste laag op peil te houden door regelmatige verstuiving (aanvoer van vers kalkrijk zand of uitstuiving tot op kalkrijke bodemlaag) of door begrazing waarbij kalkrijk zand aan de oppervlakte gebracht kan worden. Een goede verstuivingsdynamiek is dus

ook voor waterkwaliteitsregulatie belangrijk. Begrazing en maaien zijn andere manieren om biomassaproductie en nutriëntenbeschikbaarheid laag te houden.

➤ Regulering van de nutriëntenaanvoer

De vereisten die nodig zouden zijn om de huidige aanvoer van nutriënten in het BNZ louter door ecosysteemfunctioneren te compenseren zijn niet realistisch. Er is dus nood om de externe aanvoer van nutriënten van buiten het kustecosysteem te verlagen (aanvoer Seine- en Schelde water via zeestromingen, afwatering van polders via IJzer en kanalen en atmosferische depositie).

Bovendien kan verwacht worden dat het belang van waterkwaliteitsregulatie als gevolg van klimaatverandering in de toekomst zal toenemen (interne eutrofiëring op land + versnelde afbraak van organisch materiaal door hogere temperatuur en droogte), (Van der Aa et al., 2015). Ook de stijging van de bevolking en een groeiende behoefte aan landbouwproductie kunnen leiden tot een verhoogde aanvoer van nutriënten naar grondwater en zee. Anderzijds is het ook mogelijk dat als gevolg van nieuwe milieumaatregelen of technologische ontwikkelingen in binnen- en buitenland de concentraties N en P zullen dalen (aanpak diffuse lozingen, aangepaste nitraatnormen in landbouw, verhoogde retentie en verwijdering in bovenstroomse ecosystemen, ...). Gezien de onzekerheden op toekomstige veranderingen in nutriëntenconcentraties wordt voor de visie 2100 vertrokken van de huidige concentraties N en P.

5.2.2.5. Waterretentie

Beschrijving

Waterretentie in ondiep grondwater omvat het tijdelijk vasthouden van water en vertraagd weer afgeven (spons-effect). In zandbodems is het vooral de aanwezigheid van vegetatie die de capaciteit voor waterretentie bepaalt. Zand heeft namelijk een sterk drainerend karakter. Zonder vegetatie sijpelt het regenwater snel doorheen de bodem waar het de zoetwaterlens aanvult. Vegetatie zorgt ervoor dat de bodem rijker wordt aan organisch materiaal (bodemonwikkeling) en zo meer water kan worden vastgehouden. Vooral tijdens periodes van aanhoudende droogte wordt deze dienst belangrijk en vervult het waterretentievermogen van een ecosysteem een bufferende rol. Een heel aantal typische duinsoorten (zoals helm) heeft zich aangepast aan de zeer droge en organisch arme bodems in de jonge duinen, en hebben dit ook nodig voor hun overleving (zie ook Hoofdstuk 3). Andere soorten die zich vestigen op de organisch rijkere bodems verder weg van de kustlijn zijn meer afhankelijk van het watervasthoudende vermogen van de bodem. Dit proces speelt vooral een rol bij de meer gefixeerde duinen waar heel wat soorten afhankelijk zijn van natte standplaatscondities en verschillen in vochtgehalte mee aan de basis liggen van de soortenrijkdom. Het economische belang van waterretentie in de duinen zit vervat in de ondersteuning van ecosysteemdiensten zoals denitrificatie, koolstofopslag in bodems en de daarmee geassocieerde nutriëntenretentie, en wordt daarom hier niet apart in rekening gebracht. Meer landinwaarts speelt waterretentie eveneens een rol in het vermijden van overstromingen in stroomafwaartse gebieden (vermijden van piekafvoer benedenstrooms door buffering in ecosysteem bovenstrooms). In de duinen is deze functie echter niet van toepassing.

Verwachte vraag

De specifieke vraag en vereisten die gesteld worden voor het maximaliseren van deze functie voor het behoud van duinpanne-vegetatie worden besproken onder 'Grondwaterpeil' (Hydrologische processen). Voor de bodemdiensten (waterkwaliteit en koolstof) wordt de maximale vraag gelijk gesteld aan een scenario met natuurlijke grondwaterstand, zonder kunstmatige drainage ten behoeve van landbouw of bebouwing (incl. landbouw in polders), en zonder grondwateronttrekking. De natuurlijke stand van grondwater wordt bepaald door het reliëf. Aan de hand van de berekening van de topografische positie index (Jenness 2006) kunnen plaatsen geïdentificeerd worden waar grondwater onder natuurlijke omstandigheden aan de oppervlakte zou komen.

5.2.2.6. Onderhoud levenscyclus

Diersoorten zijn gedurende hun levenscyclus afhankelijk van verschillende types habitats. Habitats die gebruikt worden als kraamkamer kunnen verschillen van deze die gebruikt worden als voedselgrond. Het onderhouden van verschillende habitats is dan ook van essentieel belang om het overleven van – al dan niet commerciële - soorten mogelijk te maken. De type habitats die in het kustecosysteem voorkomen en hun belang in de ondersteuning van de levenscyclus van bepaalde soorten wordt besproken onder Inventarisatie habitats. Gezien het economische belang van deze dienst intrinsiek vervat zit in andere diensten zoals visserijproductie, waterkwaliteitsregulatie en recreatie wordt deze dienst niet verder uitgewerkt.

5.2.3. Culturele ecosysteemdiensten

5.2.3.1. Recreatie en toerisme

Beschrijving

Recreatie en toerisme kan als één van de belangrijkste ecosysteemdiensten van het kustgebied beschouwd worden en één van de economische hefboomen van de kust (Maelfait et al. 2012). Uit Monballyu en Pirlet (2015) blijkt dat het verblijfstoerisme langs de kust 5,0 miljoen aankomsten en 28,4 miljoen overnachtingen genereert, en dat het aantal dagtoeristen 16 à 19 miljoen per jaar bedraagt. In totaal wordt door kusttoeristen zo'n 2,7 miljard € gespendeerd (Westtoer 2014). Van de daguitstappen naar de kust is 76,6% toe te schrijven aan het bezoeken van zee, strand of duinen (naast pretparkbezoeken, sightseeing stad, wandeltochten etc.).

De belangrijkste vormen van recreatie aan de kust zijn zonnebaden, strandrecreatie, wandelen, paardrijden, diverse watersporten, joggen, fietsen en mountainbike, gemotoriseerde sporten (4x4 cross en quadrijden), pleziervaren en recreatieve visserij. Recreatie in de duinen betreft meestal recreatief medegebruik, wat betekent dat de bezochte gebieden een andere hoofdfunctie hebben dan recreatie, meestal natuur (Westtoer 2008). Rond de precieze rol van de verschillende habitats naar recreatie toe en de impact van natuurwaarde op recreatie is weinig informatie beschikbaar. Recent is in het kader van het Life+ project FLANDRE een kwalitatieve studie gedaan rond de waardering van verschillende duinlandschappen in het grensoverschrijdend duinengebied (België-Frankrijk), waarbij naar de voorkeur van bezoekers voor verschillende duinhabitats/landschappen werd gepeild (De

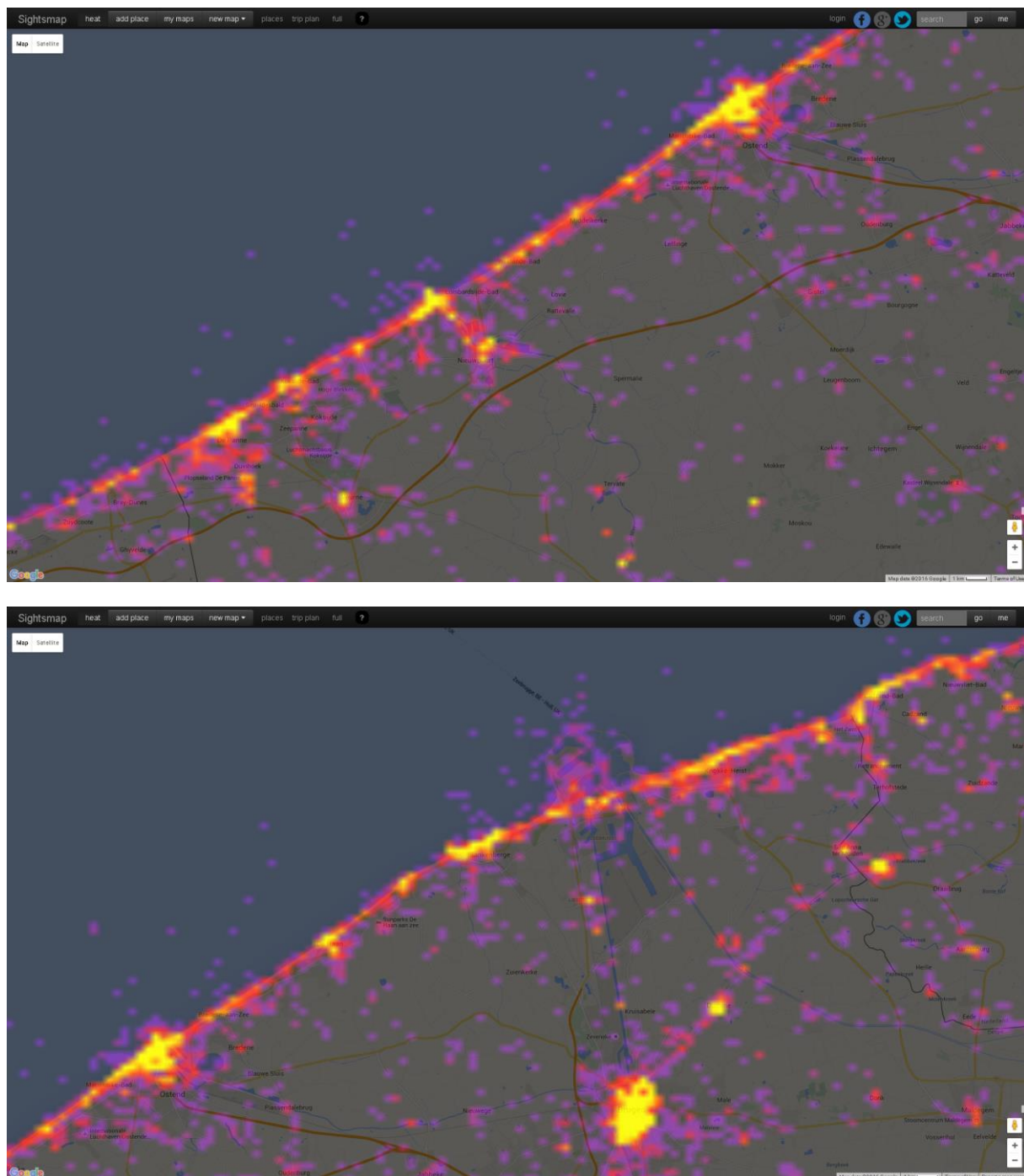
Nocker et al. 2015). Daaruit kwamen duinpannen en witte duinen als meest geliefd naar voren, resp. omwille van de grote variatie in soorten en de kenmerkendheid voor de streek. Er kan echter verwacht worden dat veel bezoekers niet voor een enkel habitatype naar de duinen gaan maar voor het landschap in zijn geheel. Een goede duindynamiek zal dus bevorderlijk zijn voor recreatie omdat het de diversiteit aan habitats in stand houdt en het typische karakter van de duinen (helm en open zand) bewaard blijft (Van der Biest et al. 2017).

Het aantal bezoekers per bezoekerscentrum kan bijkomend een beeld geven van het belang van de verschillende zones en natuurgebieden naar recreatie toe. Tabel 16 geeft een overzicht van de beschikbare gegevens.

Tabel 16 – Totaal aantal bezoekers aan bezoekerscentra in 2014 (¹Westtoer 2015; ² Natuurpunt; ³ Westfront)

Gemeente	Site	Totale bezoekers 2014
Knokke-Heist	Zwin	33 015 ¹
Oostende	Provinciedomein Raversyde	129 845 ¹
Koksijde	Bezoekerscentrum Doornpanne	24 739 ¹
De Panne	Bezoekerscentrum De Nachtegaal	88 417 ¹
Blankenberge	Bezoekerscentrum Uitkerkse Polder	~10 500 ²
Nieuwpoort	Bezoekerscentrum Westfront	46 371 ³

Daarnaast zijn er recent een aantal websites verschenen die gebruik maken van ‘crowdsourcing’ om de populariteit van een bepaalde plek voor bepaalde activiteiten aan te tonen (vb.: Strava, Flickr, Sightsmap). Meestal wordt daarbij gewerkt met een kleurencode voor de intensiteit van gebruik voor een activiteit. De ‘heatmap’ van Sightsmap (www.sightsmap.com) geeft het aantal geuploadede foto’s op een bepaalde plaats weer in een kleurencode gaande van paars (weinig populair) tot geel (zeer populair), en kan gebruikt worden als kwalitatieve indicator voor het aantal bezoekers. Op onderstaande kaarten is te zien dat de typische kuststeden- en gemeenten (Oostende, Nieuwpoort, Blankenberge, Knokke-Heist, De Panne) grote aantallen bezoekers ontvangen. Jachthavens (Nieuwpoort, Blankenberge, Zeebrugge), attractieparken, campings etc. springen eveneens in het oog. Anderzijds komt duidelijk de aantrekkingswaarde van de natuurgebieden naar voren. De meest bezochte zijn het Zwin en de duingebieden in De Panne (West- en Oosthoek). Daarnaast trekken ook de Duinbossen tussen De Haan en Wenduine en de Uitkerske polder veel bezoekers. Hoewel deze figuren geen exacte aantallen van bezoekers geven, wordt wel een beeld geschept van het belang van de verschillende gebieden voor recreatie.



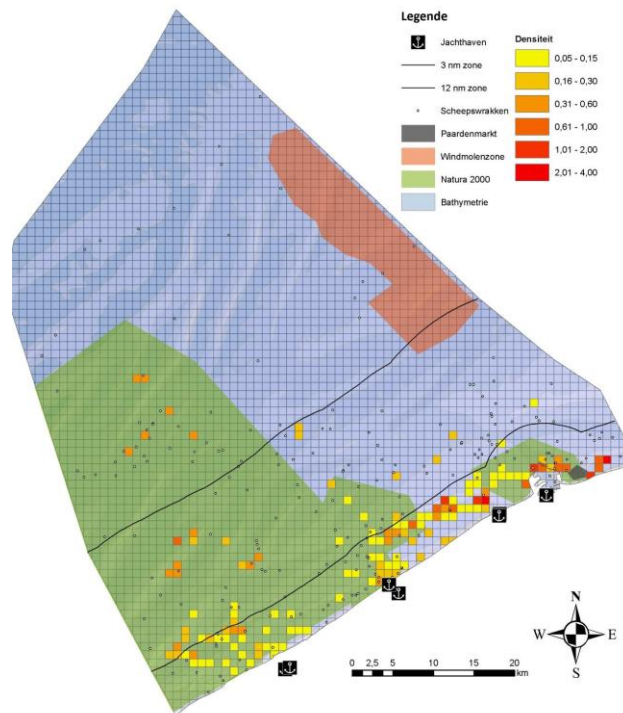
Figuur 58 – Sightseeing populariteit op basis van aantal geuploade foto's sinds 2012 (Sightsmap.com, 28/01/2016). Achtergrond = Googlemaps stratenkaart. Toenemende populariteit van paars naar geel. Boven: De Panne - Oostende, onder: Oostende - Zwin

De recreatieve visserij omvat hengelaars vanaf de kust, passieve strandvisserij en recreatieve visserij gebruik makend van vaartuigen. Het grootste deel van de recreatieve visserij, zowel vanaf de kust als vanop zee, beslaat het hengelvissen (VLIZ 2015). Aangezien recreatieve vissers in tegenstelling tot commerciële vissers geen verplichting hebben de vangsttotalen aan te geven is het moeilijk een inschatting te maken van hoeveel vis gevangen wordt. Recent zijn wel enkele schattingen gebeurd (Tabel 17).

Tabel 17 – Geschatte vangstvolumes door recreatieve zeevisserij

Vissoort	Geschatte (ton/j)	vangst	Vergelijking commerciële vangst	met	Jaar	Bron
Garnaal	144 ton/j		8 % van totale vangst door Belgische vaartuigen (hoofdzakelijk in België)		2010	Lescrauwaet et al. 2013
Platvis	672 ton/j		9 % van totale vangst door Belgische vaartuigen		2010	Lescrauwaet et al. 2013
Zeebaars	-		25 % van totale vangst (ratio recreatieve vs. commerciële vangst voor FR, BE, NL en ENG tesamen)		2014	ICES 2014 in VLIZ 2015
Kabeljauw	100 à 200 ton/j		133 à 400 % van aanvoer uit Belgische kustwateren		2007	ILVO 2007
Zeehengelen (vnl. zeebaars en kabeljauw)	50 ton/j	-			1970 - 2010	Lescrauwaet et al. 2013

Een inschatting van het belang van de verschillende gebieden in het BNZ naar recreatieve visserij toe kan gemaakt worden op basis van het aantal waargenomen vaartuigen (VLIZ 2015). Uit *Figuur 59* blijkt dat het merendeel van de vissers actief is binnen de 3 zeemijlszone. Dit wordt mede verklaard door de regelgeving die bepaalt dat vissersboten met sleeptuigen niet zijn toegelaten voorbij de 3 zeemijlszone. Vooral rond de jachthavens (Nieuwpoort, Blankenberge, Oostende en Zeebrugge) zijn de concentraties het hoogst. De vissers die buiten de 3 mijlszone werden gespot bevinden zich voor het merendeel in beschermd NATURA2000 gebied. Hengelaars op zee blijken vooral actief te zijn in de nabijheid van scheepswrakken (Goffin et al. 2007). Scheepswrakken zijn plaatsen met een hoge biomassaproductie en dus voedselaanbod voor vissen. Bovendien blijken bepaalde soorten (kabeljauw, zeebaars) scheepswrakken te gebruiken als schuilplaats (Maes et al. 2012).



Figuur 59 - Relatieve concentratie aan recreatieve vissersvaartuigen genormeerd naar de monitoringsinspanning (i.e. aantal passages van het onderzoeksschip per gridcel) resulterend in de kans dat een recreatief vaartuig wordt waargenomen bij een enkele passage doorheen een bepaalde gridcel, 2014-2015 (VLIZ 2015)

De recreatieve sector speelt een zeer belangrijke rol in het kustgebied, maar veroorzaakt tegelijkertijd ook een aanzienlijke druk op het kustecosysteem (Westtoer 2008). In het verleden heeft toerisme mee geleid tot de versnippering van waardevolle open ruimte en het verdwijnen van biotopen (Monballyu en Pirlet 2015). Deze historische versnippering beïnvloedt de overlevingskansen van fauna en flora vandaag en is uitvoerig besproken in Provoost en Hofman (1997).

De belangrijkste knelpunten voor goed ecologisch functioneren van het kustecosysteem zijn, naast versnippering, overbetreding van gevoelige habitats op het strand en in de duinen, verstoring van het strandecosysteem door mechanische schoonmaak en druk op visstocks door recreatieve visserij (Monballyu en Pirlet 2015). Het gevolg hiervan is dat er trade-offs ontstaan tussen recreatie enerzijds en natuur en andere ecosysteemdiensten anderzijds. Overbetreding van het hoogstrand belemmert de vorming van embryonale duinen en kan de stabilisatie van duinen door helm bemoeilijken (Provoost et al. 2014). Hierdoor daalt de capaciteit van de duinen om te beschermen tegen overstromingen en mee te groeien met een stijgende zeespiegel. Machinale strandreiniging belemmert de ontwikkeling van vloedmerkvegetatie (Provoost et al. 2014) welke een cruciale rol speelt in bodemvorming (ondersteunende ecosysteemdienst) en de vestiging van pioniersoorten en duinontwikkeling mogelijk maken. De huidige recreatieve visserij vergroot de druk op vispopulaties en de daarvan afhankelijke visserijsector. Het grote aantal toeristen tijdens de zomer verhoogt anderzijds de consumptie van water en het belang van de dienst watervoorziening in de duinen.

Verwachte vraag

Met de stijging van de bevolking wordt ook een toename van het aantal bezoekers aan de kust verwacht. Aangezien een groot deel van de kustbezoekers afkomstig is van buiten de kustgemeenten is het eerder aannemelijk om een stijging van het toerisme proportioneel aan de toename van de bevolking in Vlaanderen (ipv. de kustgemeenten) te verwachten. Door de hogere temperatuur als gevolg van klimaatverandering kan een extra toename van het toerisme aan de kust verwacht worden (Van den Eynde et al. 2011), vooral wanneer de temperatuurstijging in het binnenland groter is dan aan de kust en mensen aan de kust meer verkoeling vinden.

Vanuit de recreatieve sector is er vraag om duinen die qua natuurwaarden minder fragiel zijn toegankelijker te maken. Het is daarbij van belang dat de aanwezige natuurwaarden – als aantrekkingspool voor recreanten – niet aangetast worden. Er is ook een vraag om meer infrastructuur te voorzien (onder andere wandel- en fietspaden), en een ontsluiting van private tuinen om de schaal van recreatiegebieden te vergroten en verschillende gebieden met elkaar te kunnen verbinden (Westtoer 2008). Onderzoek heeft aangetoond dat het typische duinenlandschap (helmduinen met open plekken) en vochtige duinpannen een belangrijke aantrekkingswaarde hebben op bezoekers (De Nocker et al. 2015).

Voor het strandtoerisme spelen voornamelijk de breedte van het strand en de waterkwaliteit een rol. Het strand moet enerzijds voldoende breed zijn, wat op sommige plaatsen langs de kust een uitdaging kan worden bij stijging van de zeespiegel. Anderzijds zijn te brede stranden niet gewenst omdat dit de wandelafstand tot aan de zee vergroot. Uit een onderzoek in Nederland (Decisio 2011) kunnen volgende richtlijnen gehanteerd worden voor gewenste strandbreedte:

- Sport/evenementenstrand: 100 meter
- Zeer intensief gebruikt, stedelijk strand: 80 meter
- Matig tot redelijk intensief gebruikt strand: 60 meter
- Rustig recreatief strand: 25 meter

Voor recreatie is een goede zwemwaterkwaliteit eveneens een belangrijke vereiste, onder andere om bloei van 'plaagalg' (onder andere *Phaeocystis* en blauwalgen) te vermijden. Voor recreatieve sportvisserij wordt ervan uitgegaan dat zij net als de commerciële visserij toegang willen hebben tot de belangrijke visgronden en vooral de visgronden dicht bij de kust. Er wordt verwacht dat vanuit de recreatieve sector ingrepen die de diversificatie van recreatieve activiteiten langs de kust vergroten positief worden bevonden.

5.2.4. Overzicht

In Tabel 18 worden de resultaten van de kwantificering van ecosysteemdiensten geleverd door het kustecosysteem in zijn huidige toestand samengevat. De getallen zijn geïntegreerd voor het ganze kustecosysteem. Het belang van de verschillende habitats voor de levering van ecosysteemdiensten is terug te vinden in tabel Appendix 2 (gemiddelde waarde van de ecosysteemdiensten per habitat).

De meeste diensten kunnen uitgedrukt worden in een jaarlijkse baat. Voor een aantal diensten is er geen jaarlijkse baat maar is het de bestaande stock die de dienst levert. Het betreft de diensten waterretentie, klimaatregulatie (koolstofstock in biomassa) en bescherming tegen overstromingen. Voor deze diensten is het van belang de bestaande stock te vrijwaren en, indien nodig, te doen aangroeien.

Omdat de eenheden waarin de diensten zijn uitgedrukt van elkaar verschillen is het voor de meeste diensten niet mogelijk ze onderling met elkaar te vergelijken. Voor de diensten die wel monetair zijn uitgedrukt (recreatie, kustveiligheid, landbouw) is het duidelijk dat recreatie een belangrijke economische waarde heeft in het kustecosysteem. Recent onderzoek toont aan dat in de duinen de belangrijkste economische waarde gecreëerd wordt door recreatie, en in de tweede plaats bescherming tegen overstromingen (Van der Biest et al. 2017).

Tabel 18 – Overzichtstabel kwantificering ecosysteemdiensten geleverd door het kustecosysteem vandaag. V = voorzienende, R = regulerende, C = culturele, – = niet relevant

Ecosysteemdienst		Eenheid	Hoeveelheid		
			marien	terrestrisch	totaal
>	landbouwproductie: gewassen, vee en afgeleide producten	miljoen €/j	-	0,73	0,73
	Visserijproductie: zeedieren (bv. vis, schaaldieren) en –planten, algen	ton/j	4700,0	-	4700,0
	Aquacultuur: planten, algen en dieren uit in-situ aquacultuur	ton/j	0,0	-	-
	watervoorziening oppervlakte- en grondwater	miljoen m³/j	-	3,0	3,0
	andere materialen (bijv. zand)	miljoen m³/j	4,0	0,0	4,0
R	stabilisatie van waterniveaus (infiltratie)	miljoen m³/j	-	23,5	23,5
	stabilisatie van waterniveaus (waterretentie)	m³	-	32519,6	32519,6
	bescherming tegen overstromingen vanuit de zee	miljoen €	408,0		408,0
	mondiale klimaatregulatie (C-sequestratie lange termijn)	ton C/j	2245,1	5321,1	7566,2
	mondiale klimaatregulatie (C-stock in biomassa)	kton C	1381,6	108,7	1490,3
	waterkwaliteit (denitrificatie)	ton N/j	7564,3	13,2	7577,5
	waterkwaliteit (N-opslag)	ton N/j	259,1	231,8	490,9
	waterkwaliteit (P-opslag)	ton P/j	17,3	15,2	32,5
C	beleving van recreanten en toeristen	miljoen €/j	2727,7		2727,7

Hoofdstuk 6. Data- en kennishiaten

Auteurs: Tim Schellekens, Katrien Van der Biest, Bram D'hondt

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van kennis- en datahiaten die een afdoende beoordeling van het kustfunctioneren bemoeilijken en nader onderzocht dienen te worden.

6.1. Ruimtelijke dekking

Een eerste conclusie van onze inventarisatie is dat er veel gemonitord wordt. Veel van deze data is ruimtelijk expliciet beschikbaar maar niet steeds ruimtelijk dekkend voor het volledige onderzoeksgebied. Vooral in het mariene deel wordt monitoring veelal puntsgewijs uitgevoerd. De website van [BWZee](#) geeft een redelijk compleet en overzichtelijk inzicht in de beschikbare ruimtelijk-dekkende mariene kaarten van de Belgische Noordzee. Het gebrek aan ruimtelijk dekkende kaarten heeft gevolgen voor het berekenen van ecosysteemdiensten.

Wat terrestrische habitats betreft, is er vanuit diverse lijnen zeer kwaliteitsvolle data verworven, elk volgens hun eigen doel en met bijhorende sterktes en zwaktes. Enkel de Biologische Waarderingskaart is volledig dekkend voor het kustduinendistrict, maar de ruimtelijke en inhoudelijke resolutie is er dan weer lager dan in bv. de PINK-kartering. Elke informatielijn biedt niettemin een meer dan solide basis voor voortgezet werk. Zo zou een teledetectiemonitoring van de zeewerende habitats met een interval van enkele jaren, aangevuld met een vegetatiemonitoring van alle duingebieden (incl. hoogstrand) met een langer interval, een quasi-compleet beeld van de duinen schetsen in functie van een eventuele beoordeling. Eenmaal verworven, vormt de kennisverwerking wellicht een groter hiaat; gelet op de grote hoeveelheid informatie voorhanden, moeten nog de nodige strategieën ontwikkeld van hoe deze data tot een voor het kustfunctioneren relevante interpretatie kan leiden (zie bv. Figuur 12).

6.2. Processen

Primaire productie wordt algemeen gezien als de motor van elk ecosysteem. Productie is alleen lastig te meten; zowel de kosten van het meten als de grote variatie in de tijd heeft ervoor gezorgd dat monitoring van primaire productie zich voornamelijk richt op proxies voor primaire productie zoals biomassa en chlorofyl *a*. Deze data zijn dan ook beschikbaar.

Niet alle organismen in mariene habitats zijn even goed beschreven. De best bestudeerde groep is die van het macrobenthos of de bodemdieren (Speybroeck et al. 2005). Maar de biomassa van het macrobenthos op Vlaamse stranden is slechts eenmalig bepaald (Elliott et al., 1997). Verder is er weinig bekend over de kwalitatieve en kwantitatieve rol van het microfytobenthos in voedselwebben op zandstranden (Speybroeck et al. 2005), en is het pelagiaal ecosysteem weinig onderzocht (Degraer et al. 2015). Zonder kennis over de aanwezigheid van biota kan ook geen uitspraak worden gedaan over de processen die deze biota vormgeven, zoals productie (groei, sterfte, recrutering).

Modellen worden ingezet om processen zoals productie, groei, successiesnelheid, en mineralisatiesnelheden te analyseren cq. te simuleren, indien er monitoringdata zijn met bruikbare metingen van de juiste indicatoren. Een nadeel van proxies zoals biomassa is dat het de vertaling naar voedsel voor hogere trofische niveaus bemoeilijkt. In hoeverre is de biomassa nu een resultante van productie en begrazing, en wat is dus de invloed van deze biomassa op grazers? Gevolg is dat een verandering in biomassa niet direct door te vertalen valt in een verandering in productie of een

verandering in begrazing. Dit kan het kwantitatief linken van ecosysteemdiensten (bv. visproductie) aan kenmerken van het mariene ecosysteem bemoeilijken. Daarnaast is het met deze proxies moeilijk om productie van verschillende origine en soortsgroepen te onderscheiden. Metingen aan nutriënten-verhoudingen en isotopen zijn nodig om hier wel onderscheid in te maken. Zo geeft de verhouding BSi/DSi mariene productie van diatomeeën weer op basis van terrestrische input en de verhouding $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ in organismen de mate van primaire productie. Zonder deze metingen kan productie enkel berekend worden uit de metingen van chl *a* en biomassa, met alle ongemakken en onzekerheden daaromtrent. Hoewel directe, grootschalige effecten van maatregelen op productie mogelijk (kortstondig) te meten zijn in biomassa (bv. bevissing, rooien), zijn andere minder directe effecten van maatregelen op productie (voedsel/nutriëntverarming, vergiftiging) en daarmee ecosysteemfunctioneren niet of nauwelijks vast te stellen.

Voor sommige processen wordt het mariene systeem bestudeerd als een enkele entiteit, zijnde het BNZ. Zo is het onderzoek rond fluxen van organische stoffen (C, N, P) gericht op het berekenen van fluxen in en uit het BNZ, en zijn er geen modellen beschikbaar die toelaten de impact van een verandering in bijvoorbeeld sedimentsamenstelling op deze fluxen te kwantificeren.

Ondanks ons relatief goed begrip van terrestrische habitats en de daarin heersende processen, zijn ook hier nog een aantal kennisgebieden aan te stippen. Zo is de hoge aanwezigheid van duindoorn in het kustduinlandschap een relatief recent fenomeen. Gelet op de lange levensduur van deze soort, is de successie van, en de diversifiëring binnen deze struwelen nog onvoldoende begrepen. Ook wat de steeds toenemende observaties van exoten betreft, zullen mogelijke impacten en beheersingsmogelijkheden nog verder moeten blijken.

6.3. Overgang land-zee

Opvallend is dat veel van de processen die zich op de grens tussen land en zee afspelen niet goed gekend zijn. Een belangrijk voorbeeld hiervan is de sedimentaire samenhang tussen strand en duin (erosief: over de hier optredende erosieve en eolische processen lijkt data afwezig of vooralsnog onvoldoende geëxploreerd (bv. Provoost et al. 2011a, Figuur 60)). Ook in het Verenigd Koninkrijk werd deze als één van de belangrijkste kennislücken voor het langetermijnskustbeheer geïdentificeerd (Jones et al. 2013). Andere voorbeelden uit deze zone zijn het effect van de branding op de leefbaarheid van strandhabitats, of zoutindringing in terrestrisch grondwater. Het storten van zand aan de kust kan invloed hebben op al deze processen. Zonder kennis van (de veranderingen in) deze processen is het effect van bv. zandsuppleties op het ecosysteem moeilijk kwantificeerbaar. In het kader van de Delflandse zandmotor (een Nederlandse piloot-studie naar de effecten en effectiviteit van megasuppleties aan de kust) wordt veel van de hier genoemde ontbrekende processen gemonitord (de zandmotor). Wederom kunnen modellen helpen inzicht in deze processen te vergroten. De zandmotor omvat daarom ook enkele PhD-projecten die de monitoringsdata gebruiken om modellen mee te ontwikkelen en aan te passen (www.naturecoast.nl). Op het moment van dit schrijven zijn nog geen concrete resultaten van de modelontwikkeling gekend.



Figuur 60 – Een overstoven wandelpaal. Over het zandbudget aan de strand-duinovergang is voorsnog weinig geweten (foto: BD)

6.4. Ecosysteemdiensten

Zoals ook aangehaald hiervoor is er voor een aantal ecosysteefuncties beperkt of geen kennis beschikbaar over de precieze link tussen verschillende ecosysteemkenmerken. Zo is het verband tussen primaire productie en visbestanden bijvoorbeeld moeilijk in cijfers weer te geven. Voor het in kaart brengen van de huidige levering van ecosysteemdiensten veroorzaakt dit geen probleem maar wanneer we een beeld willen vormen van de potenties van het kustecosysteem naar de levering van ecosysteemdiensten toe, of wanneer we in de beoordelingstool een link maken tussen ecosysteefdienst en ecosysteefprocessen kan dit wel een probleem vormen (cfr. link pelagische en benthische productie – visserijproductie). Het is dan niet mogelijk op kwantitatieve wijze een uitspraak te doen over de impact van een verandering in een ecosysteemvariabele op de ecosysteefdienst en de potentie van het systeem te kwantificeren. Ook over de precieze rol van de verschillende mariene habitats naar levering van ecosysteefdiensten toe is, behalve voor denitrificatie, weinig cijfermateriaal beschikbaar. Dit verklaart waarom de kwantificatie van verschillende regulerende mariene ecosysteefdiensten meestal op groter schaalniveau (BNZ) is uitgevoerd.

Het is bekend dat zooplankton de Si-cyclus kan versnellen doordat bij begrazing de frustules van diatomeën worden versnipperd en dit mineralisatie van biogeen silicium vergemakkelijkt (Ragueneau et al. 2000). De precieze mechanismen achter de recycling en de rol van zoöplankton in het verminderen van het risico op siliciumdepletie is echter weinig bekend (Deltares et al. 2014). Ook de rol van diatomeën en hun grazers en het effect op de Si-cyclus in slikken en schorren is weinig bekend, en zodus de potentiële bijdrage van zoute slikken en schorren in de eutrofiëringsproblematiek in de Noordzee (Struyf et al. 2005; Müller et al. 2013).

Voor visserijproductie ontbreekt info rond de visbestanden van de verschillende soorten. Ook hier speelt dit niet zozeer een rol in het in kaart brengen van de huidige toestand (obv. visvangst ipv. visbestand) maar wel wanneer we naar de potentie van het kustecosysteem willen kijken. Er is ook zeer beperkte info beschikbaar over de precieze locatie van de visgronden, waardoor het effect van een gelokaliseerde ingreep op visserijproductie moeilijk kwantitatief in te schatten is (deel 2). Daarnaast hebben de beschikbare data van visvangsten ook betrekking op gebieden buiten het BNZ en zijn er dus geen cijfers beschikbaar van totale vangsten binnen het BNZ. De gemaakte aanname dat de visvangst gelijk verdeeld is over de 4 ICES rectangles doet de onzekerheid op de schatting van de visvangst in het BNZ toenemen.

Wat betreft recente activiteiten zoals sedimentextractie op zandbanken en windmolens op zee bestaat er momenteel beperkt onderzoek rond de impact op lange termijn en de impact van zeer omvangrijke projecten. De effecten van zandextracties worden reeds geruime tijd gemonitord en bestudeerd, maar van de meest grootschalige ontginningen in recente jaren (2015) was nog geen informatie beschikbaar bij het afronden van dit project. Ook is er tot nu toe weinig bekend rond de impact van zandbankafgravingen op kustveiligheid. Deze aspecten worden wel bestudeerd in het TILES-project (<https://odnature.naturalsciences.be/tiles/>), en in het project 'Bepalen van een nieuw referentieoppervlak' (Degrendele et al. 2016). Rond windmolens is er momenteel slechts beperkt onderzoek beschikbaar rond de (cumulatieve) effecten van meerdere windmolenparken. Er wordt verwacht dat op termijn in de Noordzee in totaal meer dan 20.000 turbines actief zullen zijn. Dit kan voor het ecosysteem belangrijke consequenties hebben die nu nog niet te monitoren en dus moeilijk in te schatten zijn. Wat betreft de terrestrische ecosysteemdiensten is er een relatief grote onzekerheid op de grondwaterkaart. Deze is samengesteld op basis van de geïnterpoleerde peilbuismetingen in het kader van de beheersevaluatie van De Panne (Provoost et al. 2011a), en de voor Vlaanderen gemodelleerde grondwaterkaart uit het ECOPLAN-project (Staes et al. 2014). Deze modellering is gebaseerd op een correctie van de grondwaterstanden volgens de bodemkaart van Vlaanderen, welke in het kustgebied weinig nauwkeurig en gedetailleerd is. Er is wel een uitgebreid peilbuisnetwerk beschikbaar in de duinen dat als basis gebruikt kan worden voor het maken van geïnterpoleerde grondwaterkaarten.

Over de mate waarin de aanwezige natuurwaarde en de habitattypes een invloed hebben op het aantal recreanten is geen literatuur beschikbaar. Dit betekent dat het effect van een ingreep en de verandering in habitats op recreatie moeilijker kan ingeschat worden. Wel kan met de beschikbare data een globaal beeld verkregen worden van het belang van het kustecosysteem voor recreatie en toerisme, en kan een onderscheid gemaakt worden tussen mariene en terrestrische recreatie. Ook ontbreekt wetenschappelijk onderzoek rond het effect van verschillende vormen van recreatie op natuurwaarden (Westtoer 2008).

Tenslotte dient ook nog vermeld te worden dat de schatting van ecosysteemdiensten bij het ontbreken van lokale empirische gegevens gebaseerd is op modelresultaten of kengetallen van metingen in gelijkaardige condities buiten het BNZ. De aannames die hierbij gemaakt worden zorgen ervoor dat er een bepaalde onzekerheid zit op de waardes van de ecosysteemdiensten. Bijvoorbeeld voor koolstofopslag in het mariene milieu zijn de waarden erg uiteenlopend.

De ecosysteemvisie dient zich uit te spreken over hoe menselijke activiteiten kunnen passen binnen een gezond kustecosysteem. Bij het ontbreken van wetenschappelijke informatie rond de impact van menselijk gebruik op het kustmilieu, en dan vooral op zee, vormt het een uitdaging om met deze onzekerheden om te gaan.

Referenties

- Adriaens T., D'hondt B., Vercruyssen E., Van Gompel W., Verschelde P., Dewulf E. and Provoost S. (2016). A comparison of eradication techniques for invasive *Berberis aquifolium* in coastal dunes (Belgium).
- AGIV 2010. Groenkaart Vlaanderen, AGIV, Vlaamse Overheid.
- Akçakaya H.R. (2002a). RAMAS/GIS: linking spatial data with population viability analysis (Version 4.0). Applied Biomathematics, Setauket, New York
- Akçakaya H.R. (2002b). RAMAS/Metapop: viability analysis for stage-structured metapopulations (Version 4.0). Applied Biomathematics, Setauket, New York.
- Albert A., Auffret A.G., Cosyns E. et al. (2015). Seed dispersal by ungulates as an ecological filter: a trait-based meta-analysis. *Oikos* 124: 1109-1120
- Arens S.M. (1994). Aeolian processes in the Dutch foredunes. PhD thesis, Universiteit van Amsterdam, 150 p.
- Arens S.M. (2010). Effecten van suppleties op duinontwikkeling – geomorfologie. Rijkswaterstaat, 128 p.
- Arens S.M., Geelen L., van der Hagen H. & Slings R. (2007). Duurzame verstuiving in de Hollandse duinen - Kans, droom of nachtmerrie. Eindrapport Fase 1. Arens BSDO, rapport RAP2007.02, 72 p. + bijlagen
- Atelier Visionaire Kust (2014). Metropolaan Kustlandschap 2100. Eindrapport Fase 3 (3 delen). Exploratief ontwerpend onderzoek. 196p. + 202p. + 110p.
- Baeteman C. (1999). The Holocene depositional history of the IJzer palaeovalley (Western Belgian coastal plain) with reference to the factors controlling the formation of intercalated peat beds. In: Baeteman C (ed.). Quaternary of Belgium: New perspectives. *Geologica Belgica*, 2, 1-2, 39-72.
- Baeteman C. (2013). History of research and state of the art of the Holocene depositional history of the Belgian coastal plain. In: Thoen E, Borger GJ, de Kraker AMJ, Soens T, Tys D, Vervaeke L, Weerts HJT (red.) Landscapes or seascapes?: The history of the coastal environment in the North Sea area reconsidered. Brepols Publishers, Turnhout, 428? p.
- Baeyens W., Chou L, Frankignoulle M. en Laane R. (2008). Biological cycling of carbon, nitrogen and phosphorus in the North Sea (CANOPY). BELSPO, SPSDII, 77p.
- Bartsch J. & Coombs S. H. (2001). An individual-based growth and transport model of the early life-history stages of mackerel (*Scomber scombrus*) in the eastern North Atlantic. *Ecological Modelling*, 138(1), 127-141.
- Batelaan O. and F. De Smedt (2007). GIS-based recharge estimation by coupling surface-subsurface water balances. *Journal of Hydrology*, 2007. 337(3-4): p. 337-355.
- Bauwens D. (2004). Amfibieën & reptielen. In: Provoost S, Bonte D (red.). Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22, Brussel: 208-219.
- Beaumont N.J., Austen M.C., Atkins J.P., Burdon D., Degraer S., Dentinho T.P., Deros S., Holm P., Horton T., van Ierland E., Marboe A.H., Starkey D.J., Townsend M. en Zarzycki T. (2007). Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach. *Marine Pollution Bulletin* 54, 253–265
- Beaumont N.J., Austen M.C., Mangi S.C. en Townsend M. (2008). Economic valuation for the conservation of marine biodiversity. *Marine Pollution Bulletin* 56, 386–396
- Beaumont N.J., Jones L., Garbutt A., Hansom J.D., Toberman M. (2014). The value of carbon sequestration and storage in coastal habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 137 (2014).32-40

- Belgische Staat (2012). Socio-economische analyse van het gebruik van de Belgische mariene wateren en de aan de aantasting van het mariene milieu verbonden kosten. Kaderrichtlijn Mariene Strategie – Art 8, lid 1c. Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Brussel, België, 137 pp.
- Bidegain G., Bárcena J. F., García A., & Juanes J. A. (2013). LARVAHS: predicting clam larval dispersal and recruitment using habitat suitability-based particle tracking model. *Ecological Modelling*, 268, 78-92.
- Boerema A., Van der Biest K. en Meire P. (2016). Towards integrated marine infrastructure project assessment. *Ecosystem Services*. ECOBE 016-R190, Universiteit Antwerpen. 111p.
- Boets P., Landuyt D., Everaert G., Broekx S. & Goethals P. (2015). Evaluation and comparison of data-driven and knowledge-supported Bayesian Belief Networks to assess the habitat suitability for alien macroinvertebrates. *Environmental Modelling & Software* 74 92e103.
- Böhnke-Henrichs A., Baulcomb C., Koss R., Hussain S. & de Groot R. (2013). Typology and indicators of ecosystem services for marine spatial planning and management. *Journal of Environmental Management* 130, 135-145
- Bollen B. (2012). Optimalisatie van de bodemgeschiktheidskaart op basis van de drainage en textuurklasse. Publicatie van het departement Landbouw & Visserij, afdeling Duurzame Landbouwwontwikkeling.
- Bonte D., Breyne P., Brys R., de la Peña E., D'hondt B., Ghyselen C., Vandegehuchte M.L. & Hoffmann M. (2012). Landscape dynamics determine the small-scale genetic structure of an endangered dune slack plant species. *Journal of Coastal Research* 28: 780-786
- Bonte D., Lens L. & Maelfait J.P. (2006). Sand dynamics in coastal dune landscapes constrain diversity and life-history characteristics of spiders. *Journal of Applied Ecology* 43: 735-747
- Bonte D. & Maes D. (2008). Trampling affects the distribution of specialised coastal dune arthropods. *Basic and Applied Ecology* 9: 726–734
- Bossuyt B. (2007). Genetic rescue in an isolated metapopulation of a naturally fragmented plant species, *Parnassia palustris*. *Conservation Biology* 21: 832–841
- Boulangeat I., Philippe P., Abdulhak S., et al. (2012). Improving plant functional groups for dynamic models of biodiversity: at the crossroads between functional and community ecology. *Global Change Biology* 18: 3464–3475
- Bozec Y., Thomas H., Schiettecatte L.S., Borges A.V., Elkalay K. & de Baar J.W. (2006). Assessment of the processes controlling seasonal variation of dissolved inorganic carbon in the North Sea. *Limnology and Oceanography* 51, 2746-2762
- Braeckman U., Provoost P., Gribsholt B., Van Gansbeke D., Middelburg J., Soetaert K., Vincx M. & Vanaverbeke J. (2011). Role of macrofauna functional traits and density in biogeochemical fluxes and bioturbation, in: Braeckman U. (2011). *Macrobenthos structuring the sea floor: importance of its functional biodiversity for the benthic ecosystem = De structurerende rol van macrobenthos in de zeebodem: belang van de functionele biodiversiteit voor het benthische ecosysteem*. pp. 25-50
- Brædstrup C.F. (2011). Numerical Dune Modelling - Barchan dunes - 3D View. <https://www.youtube.com/watch?v=tsNGcjPP0Zg> (Toegang van 2015-11).
- Brion N., Baeyens W., De Galan S., Elskens M. & Laane R. (2004). The North Sea: source or sink for nitrogen and phosphorus to the Atlantic Ocean? *Biogeochemistry* 2004, Volume 68, Issue 3, pp 277-296
- Broekx S., De Nocker L., Liekens I., Poelmans L., Staes J., Van der Biest K., Meire P. & Verheyen K. (2013). Raming van de baten geleverd door het NATURA2000 netwerk in Vlaanderen. Agentschap Natuur en Bos, p. 217.
- Broekx S., Smets L., Liekens I., Bulckaen D. & De Nocker L. (2011). Designing a long-term flood risk management plan for the Scheldt estuary using a risk-based approach. *Nat Hazards* 57: 245–266
- Calcoen J. & Van Opstaele B. (2005). Uitgebreid bosbeheerplan voor de waterwinning Sint-André. Studie uitgevoerd door ESHER bvba in opdracht van Intercommunale Waterleidingsmaatschappij van Veurne-Ambacht. 140p

- Callaway R., Desroy N., Dubois S., Fournier J., Frost M., Godet L., Hendrick V. & Rabaut M. (2010). Ephemeral bio-engineers or reef builders: how stable are aggregations of the tube worm *Lanice conchilega* (Pallas, 1766)? *Integrative and Comparative Biology* 50 (2), 237e250
- Callebaut J., De Bie E., De Becker P. & Huybrechts W. (2007). NICHE-Vlaanderen, SVW, 1-7. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2007.3, Brussel, 252-& p.
- CICES (2014). Common International Classification of Ecosystem Services v4.3. www.cices.eu
- Clarke D. & Ayutthaya S. (2010). Predicted effects of climate change, vegetation and tree cover on dune slack habitats at Ainsdale on the Sefton Coast, UK. *Journal of Coastal Conservation* 14: 115–125
- Cockcroft A.C. & McLechlan A. (1993). Nitrogen budget for a high-energy ecosystem. *Marine Ecology Progress Series* Vol. 100: 287-299
- Coppens T., Allaert G., Boudry L. et al. (2014). Strategische allianties en territoriale pacten voor een duurzame Vlaamse ruimte: visie van het expertenforum Ruimte Vlaanderen. Academia Press, Gent, 78 pp.
- Cosyns E. (2004). Ungulate seed dispersal - aspects of endozoochory in a semi-natural landscape. Ph.D. thesis. Ghent, Ghent University.
- Coudenys H., Barbary S., Depestel N., Traen S. & Pirlet H. (2015). Sociale en economische omgeving. In: Pirlet, H., Verleye, T., Lescrauwaet A.K., Mees J. (Eds.), *Compendium voor Kust en Zee 2015: Een geïntegreerd kennisdocument over de socioeconomische, ecologische en institutionele aspecten van de kust en zee in Vlaanderen en België*. Oostende, Belgium, p. 193-206.
- Couvreur M. & Hermy M. (2002). Verspreiden van zaden door maai- en grasbeheer. *Natuur.focus* 1: 4-8.
- Couvreur M., Menschaert J., Sevenant M., Ronse A., Van Landuyt W., De Blust G., Antrop M. & Hermy M. (2004). Ecodistricten en ecoregio's als instrument voor natuurstudie en milieubeleid. *Natuur.focus* 3(2): 51-58
- Couvreur M., Verheyen K., Vellend M., Lamoot I., Cosyns E., Hoffmann M., Hermy M (2008). Epizoochory by large herbivores: merging data with models. *Basic and Applied Ecology* 9: 204–212
- Couvreur, M., Christiaen, B., Verheyen K. & Hermy M. (2004). Large herbivores as mobile links between isolated nature reserves through adhesive seed dispersal. *Applied Vegetation Science* 7, 229-236.
- Curreli A., Wallace H, Freeman C, Hollingham M, Stratford C, Johnson H, Jones L (2013). Eco-hydrological requirements of dune slack vegetation and the implications of climate change. *Science of the Total Environment* 443: 910–919
- D'hondt B, D'hondt S, Bonte D, Brys R, Hoffmann M (2012). A data-driven simulation of endozoochory by ungulates illustrates directed dispersal. *Ecological Modelling* 230: 114– 122
- D'hondt B., Vansteenbrugge L., Van Den Berge K. et al. (2011). Scat analysis reveals a wide set of plant species to be potentially dispersed by foxes. *Plant Ecology and Evolution* 144: 106-110
- De Backer A., Van Hoey G., Coates D., Vanaverbeke J. & Hostens K. (2014). Similar diversity-disturbance responses to different physical impacts: Three cases of small-scale biodiversity increase in the Belgian part of the North Sea. *Marine Pollution Bulletin* V84, 11-2, 251-262
- de Boer W., Roos P., Hulscher S. & Stolk A. (2011). Impact of mega-scale sand extraction on tidal dynamics in semi-enclosed basins An idealized model study with application to the Southern North Sea. *Coastal Engineering* 58, 678–689
- Degrendele K. (2016). Bepalen van een nieuw referentieoppervlak. Tussentijds rapport. FOD Economie, Dienst Continentaal Plat. 19p.
- De Knijf (2004). Libellen. In: Provoost S., Bonte D. (red.). *Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust*. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22, Brussel: 208-219.
- De Maeyer K. & Velter C. (2004). Zoogdieren. In: Provoost S., Bonte D. (red.). *Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust*. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22, Brussel: 208-219.
- de Mesel I.G., Craeymeersch J.A.M., Schellekens T., van Zweeden C., Wijsman J.W.M., Leopold M.F., Dijkman E.M., Cronin K. (2011). Kansenkaarten voor schelpdieren op basis van abiotiek en hun relatie tot het voorkomen van zwarte zee-eenden. Rapport / IMARES C042/11 - p. 82.

- De Moor G. (2002). Évaluation de la morphodynamique sous-marine en Mer du Nord méridionale au cours de la période 1985-1995 (Evaluation of sea-floor sediment dynamics in the Flemish Banks (southern North Sea).between 1985 and 1995). *Géomorphologie: Relief, Processus, Environment*, 2, 135-150
- De Moor G. (2006). Strandgids het Vlaamse strand: geomorfologie en dynamiek. Vlaams Instituut voor de Zee, Oostende, 154p.
- De Nocker L., Broekx S., Demeyer R., Simoens I., Turkelboom F., Provoost S. & Van der Biest K. (2015). Evaluatie van de socio-economisch impact van het FLANDRE project op de lokale economie, bevolking en het herstel van de ecosysteemdiensten. Studie iov. ANB West-Vlaanderen.
- De Saeger S., Ameeuw G., Berten B., Bosch H., Brichau I., De Knijf G., Demolder H., Erens G., Guelinckx R., Oosterlynck P., Rombouts K., Scheldeman K., T'jollyn F., Van Hove M., Van Ormelingen J, Vriens L, Zwaenepoel A., Van Dam G., Verheirstraeten M., Wils C. & Paelinckx D. (2010).Biologische Waarderingskaart versie 2.2. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 36, Brussel, 35 p.
- De Waegemaeker J., Lierman S., Forcé P., Verhoestraete D., Verhofstede B., Allaert G. & Van Damme S. (2013). Een klimaatadaptatiestrategie voor de kust. CcASPAR – Climate change and changes in spatial structures, Valorisatierapport 7. 317p.
- de Winter R., Gongriep F., Ruessink B. (2015). Observations and modeling of alongshore variability in dune erosion at Egmond aan Zee, the Netherlands. *Coastal Engineering* 99: 167–175
- Decleer K. (2007).Europees beschermde natuur in Vlaanderen en het Belgisch deel van de Noordzee. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2007.01, Brussel, 584 p.
- Degraer S., Braeckman U., Haelters J., Hostens K., Jacques T., Kerckhof F., Merckx B., Rabaut R., Stienen E., Van Hoey G., Van Lancker V. & Vincx M. (2009). Studie betreffende het opstellen van een lijst van potentiële Habitatrichtlijngebieden in het Belgische deel van de Noordzee. Final report by order of FSP Environment, Marine Environment. 93 pp.
- Degraer S., Hostens K., Provoost S., Stienen E., Vanaverbeke J., Pirlet H. (2015).Natuur en milieu. In: Pirlet H., Verleye T., Lescrauwaet AK, Mees J. (Eds.), Compendium voor Kust en Zee 2015: Een geïntegreerd kennisdocument over de socioeconomische, ecologische en institutionele aspecten van de kust en zee in Vlaanderen en België. Oostende, België, p. 57-76
- Degraer S., Brabant R. & Rumes B. (2013). Eds. Environmental impacts of offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea. Learning from the past to optimize future monitoring programmes. 242p.
- Degraer S., Verfaillie E., Willems W., Adriaens E., VincxM. & Van Lancker V. (2008). Habitat suitability modelling as a mapping tool for macrobenthic communities: an example from the Belgian part of the North Sea. *Continental Shelf Research*, 28(3), 369-379.
- Degrendele K., Roche M., Schotte P. & Vandenreyken H. (2014). Synthesis of the monitoring of the aggregate extraction on the Belgian Continental Shelf from 2011 till 2014. Artikels studiedag 'Which future for the sand extraction in the Belgian part of the North Sea?', 20 oktober 2014, Blankenberge, p. 3-28
- Delbare D., Nevejan N., Sorgeloos P., Pirlet H. & Verleye T. (2015). Aquacultuur. In: Pirlet H., Verleye T., Lescrauwaet A.K., Mees J. (Eds.), Compendium voor Kust en Zee 2015: Een geïntegreerd kennisdocument over de socio-economische, ecologische en institutionele aspecten van de kust en zee in Vlaanderen en België. Oostende, Belgium, p. 157-168.
- den Heijer C., Walstra DJR., van Thiel de Vries JSM. et al. (2011). Importance of dune erosion influencing processes. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 64: 283-287
- Denys L. & Packet J. (2004). Kranswieren. In: Provoost S., Bonte D. (red.). Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22, Brussel: 208-219.
- Deronde B., Provoost S., Kempeneers P. & Houthuys R. (2008). Duin- en andere kustvegetaties in kaart brengen vanuit de lucht: het hoe en waarom. *De Grote Rede* 23: 16-20
- Derous S., Verfaillie E., Van Lancker V., Courtens W., Stienen E., Hostens K., Moulaert I., Hillewaert H., Mees J., Deneudt K., Deckers P., Cuvelier D., Vincx M. & Degraer S. (2007). A biological valuation map for the Belgian part of the North Sea:

- BWZee, Final report, Research in the framework of the BSP programme “Sustainable Management of the Sea” – PODO II, 100 pp. (+ Annexes)
- Desmit X., Lacroix G., Dulière V., Lancelot C., et al. (2015). EMOSEM Final Report – EU FP7 Seas-Era project.
- DG Leefmilieu (2012). Belgische Noordzee - Levend water! Biodiversiteit en Natura 2000 in het Belgische deel van de Noordzee. Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Brussel, België, 40 pp.
- DHI (2015). MIKE 21: 2D modeling of coast and sea. <https://www.mikepoweredbydhi.com/products/mike-21> (Toegang van 2015-11.)
- Dissanayake P., Brown J., Karunaratna H. (2014). Modelling storm-induced beach/dune evolution: Sefton coast, Liverpool Bay, UK. *Marine Geology* 357: 225–242
- DOV (2015). Databank Ondergrond Vlaanderen. www.dov.vlaanderen.be
- Drees M., Dekker J., Burbridge T. (2015). Rabbits in the coastal dunes: a change in the stable state of the ecosystem? Posterbijdrage aan de *International Conference on Dunes & Estuaries*, Brugge, september 2015.
- Duarte C. M., I. J. Losada I. E. Hendriks I. Mazarrasa, and N. Marba. 2013. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Clim. Change* 3:961-968
- Durán O., Herrmann HJ (2006). Vegetation against dune mobility. *Physical Review Letters* 97, article 188001, 4 p.
- Durán O., Moore LJ (2013). Vegetation controls on the maximum size of coastal dunes. *PNAS* 110: 17217-17222
- EC (1992). Richtlijn 92/43/EEG van de Raad van 21 mei 1992 inzake de instandhouding van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna. Publicatieblad van de Europese Unie, L. 206: 7-50
- EC (2010). Richtlijn 2009/147/EG van het Europees Parlement en de Raad van 30 november 2009 inzake het behoud van de vogelstand. Publicatieblad van de Europese Unie, L. 20: 7-25
- EC (2014). Facts and figures on the Common Fisheries Policy: Basic statistical data. 2014 Edition. Facts and figures on the CFP. Publications Office of the European Union: Luxembourg. ISBN 978-92-79-34192-2. 45 pp.
- EC (2015). Europese Commissie, European Atlas of the Seas, http://ec.europa.eu/maritimeaffairs/atlas/maritime_atlas/ . Gedownload september 2015.
- ECOPLAN Monitor (2015). Website ECOPLAN-project (Planning for Ecosystem Services), www.ecosysteemdiensten.be. Geraadpleegd oktober 2015.
- EEA (2013). EUNIS Marine Habitat Classification, European Environmental Agency.
- Elias E., Vergouwen S. van Oeveren C. (2015). Beheerbibliotheek Terschelling. Beschrijvingen van het kustvak ter ondersteuning van het beheer en onderhoud van de kust. Deltares Rapport 1220040-002.
- Elith J., Phillips SJ, Hastie T., Dudík M., El Chee Y., Yates CJ (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17: 43–57
- Endels P., Jacquemyn H., Brys R., Hermy M. (2005). Rapid response to habitat restoration by the perennial *Primula veris* as revealed by demographic monitoring. *Plant Ecology* 176: 143-156
- Engelen G., Van Esch L., Uljee I. et al. (2011). RuimteModel: Ruimtelijk-dynamisch Landgebruiksmodel voor Vlaanderen. VITO-rapport 2011/RMA/R/242. 256 pp.
- Essink K. (1999). Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. *Journal of Coastal Conservation* 5: 69-80, 1999
- Eurosense (2015a). LIDAR missie Belgische Kust – Strand – Voorjaar 2015. Monitoring topografie strand en dynamische duinen, slikken en schorren. In opdracht van MDK Afdeling Kust. 25p. + txt-bestanden LIDAR puntenmetingen
- Eurosense (2015b). LIDAR missie Belgische Kust – Duinen – Voorjaar 2015. Monitoring topografie strand en dynamische duinen, slikken en schorren. In opdracht van MDK Afdeling Kust. 25p. + txt-bestanden LIDAR puntenmetingen

- Fan H., Bolhuis H. & Stal L.J. (2015). Drivers of the dynamics of diazotrophs and denitrifiers in North Sea bottom waters and sediments. *Frontiers in Microbiology*, V6, Article 738
- FAO 2015. Fisheries and Aquaculture Information and Statistics Services. In: Polet et al. 2015
- Feagin R. A., Figlus J., Zinnert J. C., Sigren J., Martínez M. L., Silva R., et al. (2015). Going with the flow or against the grain? The promise of vegetation for protecting beaches, dunes, and barrier islands from erosion. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(4), 203-210. doi:10.1890/140218
- Ferson S. (1994). RAMAS/stage: generalized stage-based modeling for population dynamics. Setauket, New York, USA.
- Ficetola G.F., Thuiller W., Miaud C. (2007). Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species — the American bullfrog. *Diversity and Distributions* 13: 476– 485
- Filgueira R., Bryon C.J. et al. (2015). An integrated ecosystem approach for assessing the potential role of cultivated bivalve shells as part of the carbon trading system. *Marine ecology progress series*, vol:518 pg:281 -287
- Fischer S.F., Poschlod P. & Beinlich B. (1996). Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. *Journal of Applied Ecology* 33, 1206-1222.
- FOD Economie (2014). Zand- en grindwinning in het Belgisch deel van de Noordzee. Brochure FOD Economie – Dienst Continentaal Plat, 30p.
- Ford H., Garbutt A., Jones L. & Jones D. (2012). Methane, carbon dioxide and nitrous oxide fluxes from a temperate salt marsh: Grazing management does not alter Global Warming Potential. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 113, 182-191
- FPB-FOD (2015). Federaal Planbureau en Federale Overheidsdienst Economie K.M.O., Middenstand en Energie. Bevolking - Demografische vooruitzichten 2014-2060. <http://statbel.fgov.be/nl/statistieken/cijfers/bevolking/vooruitzichten/>. Geraadpleegd februari 2016.
- Gacia E., Duarte C.M. & Middelburg J.J. (2002). Carbon and nutrient deposition in a Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*).meadow. *Limnology and Oceanography* 47:23-32
- Gallien L., Münkemüller T., Albert CH, Boulangeat I., Thuiller W. (2010). Predicting potential distributions of invasive species: where to go from here? *Diversity and Distributions* 16: 331–342
- Goffin A., Lescrauwaet A.-K., Calewaert J.-B., Mees J. et al. (2007). MIRA Milieuraapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2006: Kust & zee. Vlaamse Milieumaatschappij: Erembodegem. 180 pp
- Grabowski J., Brulbaugh R., Conrad R., Keeler A., Opaluch J., Peterson C., Piehler M., Powers S. & Smyth A. (2012). Economic valuation of ecosystem services provided by oyster reefs. *BioScience*, Vol. 62 No. 10
- Grootaert P., Pollet M. (2004). Vliegen als onontbeerlijke elementen in de ecologie van strand en duinen. In: Provoost S., Bonte D. (red.). *Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust*. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22, Brussel: 208-219.
- Harezlak V., van Rooijen A., Friocourt Y., van Kessel T., Los H. (2012). Winning suppletiezand Noordzee. Scenariostudies m.b.t. slibtransport, nutriënttransport en primaire productie voor de periode 2013-2017. Deltares rapport 1204963-000-0040.
- Hoffmann M., Bonte D., Cosyns E., Criel P., Lamoot I., Maelfait J.-P., Provoost S., Somers N., Struyve T. (2005). Evaluatie begrazing kustduinen 1997-2004 - Onderzoek en evaluatie van de biologische gevolgen van acht jaar graasbeheer in de Vlaamse Westkustreservaten. AMINAL, Afd. Natuur, cel Kustzonebeheer, Brugge. [450] p.
- Hoffmann M., Van Landuyt W., Provoost S. (2004). Blad-, lever- en korstmossen. In: Provoost S., Bonte D. (red.). *Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust*. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22, Brussel: 84-105.
- Holtzhauer H., Maris T., Meire P., van Damme S. et al. (2011) .Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium Fase 2. Projectnummer Deltares: 1204407. Projectnummer Universiteit Antwerpen: ECOBERapport 011-R148.

- Horsthuis M. & Schaminée J. (1998). *Cakiletea maritima*. In: Schaminée J., Weeda E., Westhoff V. De vegetatie van Nederland, deel 4: plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus. Pp. 39-54.
- Hostens K., Moulaert I., Vandendriessche S. & Wittoeck J. (2008). Zandwinning gerelateerd aan de biologische waarde van de Belgische Noordzee. Workshop: Evolution et innovation dans l'extraction d'agrégats marins sur le Plateau continental belge. SPF Economie: Bruxelles. 18 pp.
- Houthuys R. (2012). Morfologische trend van de Vlaamse kust in 2011. Agentschap Maritieme dienstverlening en Kust. Afdeling Kust: Oostende. 150 pp.
- Houziaux J.S., Craeymeersch J., Merckx B., Kerckhoff. et al. (2012). EnSIS'-Ecosystem Sensitivity to Invasive Species. Final Report. Belgian Science Policy. 105pp.
- Howe MA., Knight GT. & Clee C. (2010). The importance of coastal sand dunes for terrestrial invertebrates in Wales and the UK, with particular reference to aculeate Hymenoptera (bees, wasps & ants). *Journal of Coastal Conservation* 14: 91-102
- Hughes L. (2000). Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology and Evolution* 15: 56-61
- Huiskes AHL. (1979). Biological flora of the British Isles: *Ammophila arenaria* (L.).Link (*Psamma arenaria* (L.).Roem. et Schult; *Calamagrostis arenaria* (L.).Roth). *Journal of Ecology* 67: 363-382
- Huybrechts W., De Bie E., Callebaut J., De Becker P. (2007). NICHE Vlaanderen, modelleren van vegetatie in valleigebeden. In: Anoniem (2007).Congres Watersysteemkennis 2006/2007: de interactie tussen bodem, grondwater en ecosysteem.
- ICES (2014). Report of the Working Group on Recreational Fisheries Surveys (WGRFS), 2-6 June 2014, Sukarrieta, Spain. ICES CM2014/ACOM:37 62 pp. In: VLIZ 2015
- ILVO (2007). Resultaten van een pilotstudie over de recreatieve visserij op kabeljauw in de Belgische wateren. Results of a pilot study on the recreational cod fisheries in the waters under Belgian jurisdiction. Ministry of the Flemish Community: Oostende. 8 pp.
- INBO (2016a). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, WATINA-databank. <http://data.inbo.be/watina/>. (Toegang van 2016-01.)
- INBO (2016b). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Flora-databank. <http://flora.inbo.be>. (Toegang van 2016-01.)
- Isermann M. (2008). Expansion of *Rosa rugosa* and *Hippophaë rhamnoides* in coastal grey dunes: effects at different spatial scales. *Flora* 203: 273–280
- Jones L., Garbutt A., Hansom J. & Angus S. (2013). Impacts of climate change on coastal habitats. MCCIP Science Review 2013: 167-179
- Jones MLM., Sowerby A., Rhind PM. (2010). Factors affecting vegetation establishment and development in a sand dune chronosequence at Newborough Warren, North Wales. *Journal of Coastal Conservation* 14: 127–137
- Kabuta S.H. & Duijts H. (2000). Graadmeters voor de Noordzee. Eindrapport van het project Graadmeterontwikkeling Noordzee (GONZ III). Rijksinstituut voor Kust en Zee. 84p.
- Karlsson T., Betzholtz P-E., Malmgren JC (2007). Estimating viability and sensitivity of the great crested newt *Triturus cristatus* at a regional scale. *Web Ecology* 7: 63–76
- Kellogg M.L., Cornwell J.C., Owens M.S. & Paynter K.T. (2013). Denitrification and nutrient assimilation on a restored oyster reef. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 480:1-19
- Kellogg M.L., Smyth A.R., Luckenback M.W., Carmichael R.H. et al. (2014). Use of oysters to mitigate eutrophication in coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 151, 156-168
- Kempeneers P., Deronde B., Provoost S., Houthuys R. (2009). Synergy of Airborne Digital Camera and Lidar Data to Map Coastal Dune Vegetation. *Journal of Coastal Research, Special Issue* 53: 73-82

- Kent M., Owen NW., Dale P. et al. (2001). Studies of vegetation burial: a focus for biogeography and biogeomorphology? *Progress in Physical Geography* 25: 455–482
- Kerckhof F., Haelters J., Gollasch S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. *Aquatic Invasions* 2: 243-257
- Kissiyar O., Van Valckenborgh J., Tortelboom E., Kempeneers P. (2005). Airborne hyperspectral remote sensing of the dynamic dunes along the Belgian coast (HYPERKART).– Final report. STEREO RESEARCH PROJECT SR/00/23, 87 p.
- Koerselman W., de Haan MWA, Meuleman AFM (1999). Ecohydrologische effectenvoorspelling duinen. Standplaatsmodelleren in NICHE duinen. KIWA, Nieuwegein, NL.
- Kooijman A.M. & Smit A. (2001). Grazing as a measure to reduce nutrient availability and plant productivity in acid dune grasslands and pine forests in The Netherlands. *Ecological Engineering* 17, 63-77
- Kooijman S. A. L. M. (2010). Dynamic energy budget theory for metabolic organisation. Cambridge university press.
- Kustatlas (2015). GIS-data Kustatlas, www.kustatlas.be. Gedownload september 2015.
- Lacroix (2007). Validation of the 3D biogeochemical model MIRO&CO with field nutrient and phytoplankton data and MERIS-derived surface chlorophyll a images. *Journal of Marine Systems* Volume 64, Issues 1–4, Pages 66–88
- Lacroix G., Maes G. E., Bolle L. J. & Volckaert F. A. (2013). Modelling dispersal dynamics of the early life stages of a marine flatfish (*Solea solea* L.). *Journal of Sea Research*, 84, 13-25.
- Lancelot C., Spitz N., Gypens Y., Ruddick K., Becquevort S., Rousseau V., Lacroix G. & Billen G. (2005). Modelling diatom and Phaeocystis blooms and nutrient cycles in the Southern Bight of the North Sea: the MIRO model. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*, Vol. 289: 63–78
- Lancelot C., Rousseau V., Gypens N., Parent J.Y. et al. (2007). FINAL REPORT: ADVANCED MODELING AND RESEARCH ON EUTROPHICATION. AMORE II. EV/19.
- Lancelot C., Rousseau V. & Gypens N. (2009a). Ecologically based indicators for Phaeocystis disturbance in eutrophied Belgian coastal waters (Southern North Sea).based on field observations and ecological modelling. *JOURNAL OF SEA RESEARCH* V61, I1-2, 44-49
- Lancelot C. , Rousseau V., Lacroix G., Denis K., Gypens N., Grosjean P., Van Nieuwenhove K., Parent J-Y., Ruddick K. and D. Delbare (2009b). Combined effect of changing hydroclimate and human activity on coastal ecosystem health. “AMORE III” (Advanced MOdeling and Research on eutrophication).project. Final Report. Brussels : Belgian Science Policy 2009 – 36 p. (Research Programme Science for a Sustainable Development)
- Langford E., Schwertman N., Owens M. (2001). Is the property of being positively correlated transitive? *The American Statistician* 55: 322-325
- Larson M., Erikson L., Hanson H. (2004). An analytical model to predict dune erosion due to wave impact. *Coastal Engineering* 51: 675– 696
- Larson M., Kraus NC., Byrnes MR. (1990). SBEACH: numerical model for simulating storm-induced beach change; report 2, numerical formulation and model tests. US Army Corps of Engineers, Coastal Engineering Research Center, Technical Report CERC-89-9, 115 p. + bijlagen
- Le Cam J.B., Fournier J., Etienne S. & Couden J. (2011). The strength of biogenic sand reefs: Visco-elastic behaviour of cement secreted by the tube building polychaete *Sabellaria alveolata*, Linnaeus, 1767. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91, 333-339
- Lebbe L., Lermytte J., Vandeveld D., Vandenbohede A., D’hont D., Thomas P. (2008). Salt water intrusion modeling in the Flemish coastal plain based on a hydrogeological database, in: (2008). *Proceedings of the SWIM 20: 20th Salt Water Intrusion Meeting*. June 23-27, 2008. Naples, Florida, USA. pp. 286-289
- Lescrauwaet A., Torreele E., Vincx M., Polet H. & Mees J. (2013). Invisible catch: A. century of bycatch and unreported removals in seafisheries, Belgium 1929–2010. *Fisheries Research* 147, 161– 174

- Lesser GR., Roelvink JA., van Kester JATM., Stelling GS. (2004). Development and validation of a three-dimensional morphological model. *Coastal Engineering* 51: 883-915
- Leten M., Cosyns E., Zwaenepoel A. (2010). 'Une association végétale curieuse' als uitgangspunt voor herstel van historisch duinvalleigrasland in Oostduinkerke. *Natuur.focus* 9: 20-28
- Leten M., Cosyns E., Zwaenepoel A., Van Nieuwenhuysse H., Herrier J-L (2011). Naar een nieuwe 'association végétale curieuse'? Herstel van historisch duinvalleigrasland in de Doolaeghe. *Natuur.focus* 10: 110-121
- Lindenmayer DB., Burgman MA., Akçakaya HR., Lacy RC., Possingham HP. (1995). A review of the generic computer programs ALEX, RAMAS/space and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations. *Ecological Modelling* 82: 161-174
- Liquete C., Piroddi C., Drakou E., Gurney L., Katsanevakis S., Charef A. & Egoh B. (2013). Current Status and Future Prospects for the Assessment of Marine and Coastal Ecosystem Services: A Systematic Review. *PlosONE* V8, I7, e67737
- López-Legentil S., Legentil ML, Erwin PM (2015). Harbor networks as introduction gateways: contrasting distribution patterns of native and introduced ascidians. *Biological Invasions* 17:1623–1638
- Maelfait H. (2012). Maelfait H., Debergh H., Lescrauwaet A.-K., Belpaeme K. (Eds.) (2012). Het Kustkompas: indicatoren als wegwijzers voor een duurzaam kustbeheer. Coördinatiepunt Duurzaam Kustbeheer: Oostende. 80 pp
- Maes D., Adriaens D., van der Meulen M., Poelmans L., Van Landuyt W., Anselin A., Casaer J., De Knijf G., Devos K., Packet J., Speybroeck J., Stienen E., Stuyck J., Thomaes A., T'jollyn F., Van Daele T., Van Den Berge K., Van Elegem B., Vermeersch G., Pollet M. (2015). Afbakenen van potentiële leefgebiedenkaarten voor Europese en Vlaamse prioritaire soorten in het kader van de voortoets - Versie 2.0. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2015.10201559, Brussel, 164 p.
- Maes D., Vanreusel W., Van Dyck H. (2013). Dagvlinders in Vlaanderen - Nieuwe kennis voor betere actie. Lannoo, 544 p.
- Maes F., Coppens J. & Vanhulle A. (2012). An ecosystem approach in sustainable fisheries management through local ecological knowledge in Belgium (LECOFISH). Brugge, Vanden Broele, 2012, Part 1, 61
- Maes F., Janssen C.R., Pichot G., Bocken H. (Eds.) (2004). Beoordeling van de mariene degradatie in de Noordzee en voorstellen voor een duurzaam beheer - MARE-DASM. BELSPO, Brussel. 962 pp.
- Mangi S.C. (2013). The Impact of Offshore Wind Farms on Marine Ecosystems: A Review Taking an Ecosystem Services Perspective. Vol. 101, No. 4, April 2013, Proceedings of the IEEE, p. 999-1009
- Marien Ruimtelijk Plan (2014). Bijlagen bij het Koninklijk Besluit tot vaststelling van het marien ruimtelijk plan. Bijlagen 1-4
- Maris T., Bruens A., Van Duren L., Vroom J., Holzhauer H., De Jonge M., van Damme S., Nolte A., Kuijper K., Taal M., Jeuken C., Kromkamp J., van Wesenbeeck B., Van Ryckegem G., Van den Bergh E., Wijnhoven S. & Meire P. (2014). Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium. Update 2014. 33p.
- Maris T., Baeten S., Van Den Neucker T., Oosterlee L. & Meire P. (2016). Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Intergetijdengebieden. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2015. ECOBE 016-R201 Universiteit Antwerpen, Antwerpen
- Maun MA. (1998). Adaptations of plants to burial in coastal sand dunes. *Canadian Journal of Botany* 76: 713-738
- McGill BJ., Enquist BJ., Weiher E., Westoby M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *TREE* 21: 178-185
- MDK, Afdeling Kust (2011). Kustveiligheidsplan 2011. Masterplan Kustveiligheid... beschermt al wat jij liefhebt tegen de zee, Maritieme Dienstverlening en Kust, Vlaamse Overheid, Oostende, p. 89.
- MEA (2005). Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends. Millennium Ecosystem Assessment, pp. 155. Island Press, Washington, District of Columbia, USA.
- Meersmans J., van Wesemael B., Goidts E., van Molle M., De Baets S., De Ridder F. (2011). Spatial analysis of soil organic carbon evolution in Belgian croplands and grasslands, 1960-2006. *Glob. Change Biol.* 17, 466e479.

- Meulebrouck K., Verheyen K., Brys R., Hermy M. (2009). Metapopulation viability of an endangered holoparasitic plant in a dynamic landscape. *Ecography* 32: 1040-1050
- MIRA Indicatorrapport à la carte (2014). Milieurapport Vlaanderen, Vlaamse Milieumaatschappij. Raadpleegbaar via www.milieurapport.be, geraadpleegd op 2016-06-02.
- Momiji H., Carretero-González R., Bishop S., Warren A. (2000). Simulation of the effect of wind speedup in the formation of transverse dune fields. *Earth Surface Processes and Landforms* 25: 905-918
- Monballyu M., Pirlet H. (2015). Toerisme en recreatie. In: Pirlet H., Verleye T., Lescrauwaet A.K., Mees J. (Eds.), *Compendium voor Kust en Zee 2015: Een geïntegreerd kennisdocument over de socio-economische, ecologische en institutionele aspecten van de kust en zee in Vlaanderen en België*. Oostende, Belgium, p. 207-216.
- Mouquet N., Lagadeuc Y., Devictor V. et al. (2015). Predictive ecology in a changing world. *Journal of Applied Ecology* 52: 1293-1310
- Müller F., Struyf E., Hartman J., Weiss A. & Jensen K. (2013). Impact of grazing management on silica export dynamics of Wadden Sea saltmarshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. Volume: 127, Pages: 1-11
- MUMM (2015a). Website Beheerseenheid van het mathematisch model van de Noordzee. www.mumm.ac.be. Geraadpleegd september 2015.
- MUMM (2015b). IDOD database, Integrated and Dynamical Oceanographic Data management.
- Natuurpunt 2010. Het Kappaplan in beeld. Naar een natuurlijke en veilige toekomst voor onze kust. Kustwerkgroep Natuurpunt. 21p.
- NOAA (2015). Website National Oceanic and Atmospheric Administration (USA), Earth System Research Laboratory, www.esrl.noaa.gov. Gedownload oktober 2015.
- Noest V. (1994). A hydrology-vegetation interaction model for predicting the occurrence of plant species in dune slacks. *Journal of Environmental Management* 40: 119-128
- O'Higgins T.G. & Gilbert H.J. (2014). Embedding ecosystem services into the Marine Strategy Framework Directive: Illustrated by eutrophication in the North Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 140, 146-152
- Olf H., Huisman J., Van Tooren BF (1993). Species dynamics and nutrient accumulation during early primary succession in coastal sand dunes. *Journal of Ecology* 81: 693-706
- Paelinckx D., De Saeger S., Oosterlynck P., Demolder H., Guelinckx R., Leyssen A., Van Hove M., Weyembergh G., Wils C., Vriens L., T'jollyn F., Van Ormelingen J., Bosch H., Van de Maele J., Erens G., Adams Y., De Knijf G., Berten B., Provoost S., Thomaes A., Vandekerckhove K., Denys L., Packet J., Van Dam G. & Verheirstraeten M. (2009). Habitatkaart, versie 5.2. Indicatieve situering van de Natura 2000 habitats en de regionaal belangrijke biotopen. Integratie en bewerking van de Biologische Waarderingskaart, versie 2. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2009.4, Brussel, 90 p.
- Palmer M. A., Allan J. D., & Butman C. A. (1996). Dispersal as a regional process affecting the local dynamics of marine and stream benthic invertebrates. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(8), 322-326.
- Parteli E., Durán O., Tsoar H., Schwämmle V., Herrmann HJ (2009). Dune formation under bimodal winds. *PNAS* 106: 22085-22089
- Pecceu E., Vanelandier B., Vandendriessche S., Van Hoey G., Hostens K., Torrele E., Polet H. (2014). Beschrijving van de visserijactiviteiten in het Belgisch deel van de Noordzee in functie van de aanvraag bij de Europese Commissie voor visserijmaatregelen in de Vlaamse Banken (Habitatrichtlijngebied). 92p.
- Pellet J., Maze G., Perrin N. (2006). The contribution of patch topology and demographic parameters to population viability analysis predictions: the case of the European tree frog. *Population Ecology* 48: 353-361
- Piehl M.F. & Smyth A.R. (2011). Habitat-specific distinctions in estuarine denitrification affect both ecosystem function and services. *Ecosphere* 2(1): art12. doi:10.1890/ES10-00082.1
- PiNeDa J., Hare J.A. & Sponaangle S. (2007). Larval transport and dispersal in the coastal ocean and consequences for population connectivity. *Oceanography Vol. 20, No. 3*.

- Poffenbarger H., Needelman B. & Megonigal J. (2011). Salinity Influence on Methane Emissions from Tidal Marshes. Volume: 31, Issue: 5, Pages: 831-842
- Polet H., Torreele E., Pirllet H., Verleye T. (2015). Visserij. In: Pirllet H., Verleye T., Lescrauwaet A.K., Mees J. (Eds.), Compendium voor Kust en Zee 2015: Een geïntegreerd kennisdocument over de socio-economische, ecologische en institutionele aspecten van de kust en zee in Vlaanderen en België. Oostende, Belgium, p. 141-156.
- Provoost S., Ampe C., Bonte D. et al. (2004a). Ecology, management and monitoring of grey dunes in Flanders. *Journal of Coastal Conservation* 10: 33-42
- Provoost S., Bonte D. (2004b). Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22, Brussel, 420 p.
- Provoost S., Feys S., Van Gompel W. en Vercruysse W. (2011a). Evaluatie van het gevoerde beheer en opmaak van een beheerplan voor het VNR De Duinen en Bossen van De Panne. Deel I: Evaluatie van het gevoerde beheer in de deelgebieden Houtsaegerduinen en de Westhoek. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011 (53). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel
- Provoost S., Jones MLM, Edmondson SE (2011b). Changes in landscape and vegetation of coastal dunes in northwest Europe: a review. *Journal of Coastal Conservation* 15: 207–226
- Provoost S., Hoffmann M. (1996a). Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust. I. Ecosysteembeschrijving. Studie uitgevoerd in opdracht van AMINAL – Afdeling Natuur, 375+ p.
- Provoost S., Hoffmann M. (1996b). Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust. II. Natuurontwikkeling. Studie uitgevoerd in opdracht van AMINAL – Afdeling Natuur, 130+ p.
- Provoost S., Kempeneers P., Houthuys R., Vanommeslaeghe J., Deronde B. (2008). Vegetatiekartering d.m.v. digitale vliegtuigopnamen, toegepast op dynamische duingebieden, slikken en schorren (DIGIKART). Vlaams Ministerie Mobiliteit en Openbare Werken – MDK – Afdeling Kust. 108 p. + bijlage
- Provoost S., Van Gompel W., Feys S., Vercruysse W., Packet J., Van Lierop F., Adams Y., Denys L. (2010). Permanente Inventarisatie van de Natuurreservaten aan de Kust - Eindrapport periode 2007-2010. Rapport van het INBO: INBO.R.2014.2025629: INBO.R.2010.19. 169 pp.
- Provoost S., Van Gompel W., Vercruysse W., Packet J., Denys L. (2015). Permanente Inventarisatie van de Natuurreservaten aan de Kust, PINK II - Eindrapport periode 2012-2014. Rapport van het INBO: INBO.R.2015.8890955. 176 pp.
- Provoost S. (2014). Ecologische basismonitoring van het kustecosysteem. Rapport van het INBO: INBO.R.2014.2025629. 40 pp.
- Provoost S., Dan S., Jacobs S. (2014). Hoofdstuk 23 – Ecosysteemdienst kustbescherming (INBO.R.2014.1988082). In Stevens M. et al. (eds.), Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Technisch rapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2014. 1988582, Brussel
- Rabaut M., K. Guilini, G. Van Hoey, M. Vincx, S. Degraer (2007). A bio-engineered soft-bottom environment: The impact of *Lanice conchilega* on the benthic species-specific densities and community structure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75 525-536
- Rabaut M. (2009). *Lanice conchilega*, fisheries and marine conservation: Towards an ecosystem approach to marine management. PhD Thesis. Ghent University: Gent. ISBN 978-90-8756-025-6. xvii, 354 pp.
- Reitz MD, Jerolmack DJ, Ewing RC, Martin RL (2010). Barchan-parabolic dune pattern transition from vegetation stability threshold. *Geophysical Research Letters* 37: L19402
- Reubens J.T., Braeckman U., Vanaverbeke J., Van Colen C., Degraer S. & Vincx M. (2013). Aggregation at windmill artificial reefs: CPUE of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and pouting (*Trisopterus luscus*) at different habitats in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research* 139: 28– 34
- Rhymes J., Wallace H., Fenner N., Jones L. (2014). Evidence for sensitivity of dune wetlands to groundwater nutrients. *Science of the Total Environment* 490: 106–113

- Roelvink D., Reniers A., van Dongeren A., van Thiel de Vries J., McCall R., Lescinski J. (2009). Modelling storm impacts on beaches, dunes and barrier islands. *Coastal Engineering* 56: 1133–1152
- Rozemeijer MJC, J. de Kok, JG de Ronde, S. Kabuta, S. Marx en G. van Berkel (2013). Evaluatierapport MEP Rijkswaterstaat en LaMER. Het Monitoring en Evaluatie Programma Zandwinning RWS LaMER 2007 en 2008-2012: overzicht, resultaten en evaluatie.
- Salomidi M., Katsanevakis S., Borja A., Braeckman U., Damalas D., Galparsoro I., Mifsud R., Mirto S., Pascual M., Pipitone C., Rabaut M., Todorova V., Vassilopoulou V. & Vega Fernandez T. (2012). Assessment of goods and services, vulnerability, and conservation status of European seabed biotopes: a stepping stone towards ecosystem-based marine spatial management. *Medit. Mar. Sci.*, 13/1, 49-88
- Schellekens T. (2012). Groei en conditie van zwaardschede (*Ensis directus*, Conrad). tijdens en na geplande zandwinning in 2013 - 2017 : Berekeningen voor het RWS. Rapport / IMARES C088/12 - p. 33.
- Schellekens T., Escaravage V., Goudswaard P.C., van Asch M., Craeymeersch J.A.M. (2014). Garnalenvisserij experiment Voordelta. IMARES (Rapport / IMARES Wageningen UR C154/15).- 88 p.
- Schellekens T., Witbaard R. (2012). DEB ensis vs. Data. Rapport / IMARES C155/12 - p. 29.
- Schtickzelle N., Chouff J., Goffart P., Fichet V., Baguette M. (2005a). Metapopulation dynamics and conservation of the marsh fritillary butterfly: Population viability analysis and management options for a critically endangered species in Western Europe. *Biological Conservation* 126: 569–581
- Schtickzelle N., WallisDeVries MF, Baguette M. (2005b). Using surrogate data in population viability analysis: the case of the critically endangered cranberry fritillary butterfly. *Oikos* 109: 89-100
- Seufert V., Ramankutty N. & Jonathan A.F. (2012). Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature*, 485, p.229-232
- Sevenant M., Menschaert J., Couvreur M., Ronse A., Heyn M., Janssen J., Antrop M., Geypens M., Hermy M. & De Blust G. (2002a). Ecodistricten: Ruimtelijke eenheden voor gebiedsgericht milieubeleid in Vlaanderen. Deelrapport I: Afbakening van ecodistricten en ecoregio's: Theoretische achtergrond en gevolgde methodologie. Studieopdracht in het kader van actie 134 van het Vlaams Milieubeleidsplan 1997-2001. In opdracht van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Administratie Milieu, Natuur, Land- en Waterbeheer.
- Sevenant M., Menschaert J., Couvreur M., Ronse A., Antrop M., Geypens M., Hermy M. & De Blust G. (2002b). Ecodistricten: Ruimtelijke eenheden voor gebiedsgericht milieubeleid in Vlaanderen. Deelrapport II: Afbakening van ecodistricten en ecoregio's: Verklarende teksten. Studieopdracht in het kader van actie 134 van het Vlaams Milieubeleidsplan 1997-2001. In opdracht van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Administratie Milieu, Natuur, Land- en Waterbeheer.
- Sevenant M., Menschaert J., Couvreur M., Ronse A., Antrop M., Geypens M., Hermy M. & De Blust G. (2002c). Ecodistricten: Ruimtelijke eenheden voor gebiedsgericht milieubeleid in Vlaanderen. Deelrapport III: Afbakening van ecodistricten en ecoregio's: Toetsing en karakterisatie van ecodistricten op basis van bestaande indelingen. Studieopdracht in het kader van actie 134 van het Vlaams Milieubeleidsplan 1997-2001. In opdracht van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Administratie Milieu, Natuur, Land- en Waterbeheer.
- Silinski A., Heuner M., Schoelynck J., Puijalon S., Schroder U., Fuchs E., Troch P., Bouma T., Meire P. & Temmerman S. (2015). Effects of Wind Waves versus Ship Waves on Tidal Marsh Plants: A Flume Study on Different Life Stages of *Scirpus maritimus*. *PLoS ONE* 10(3): e0118687. doi:10.1371/journal.pone.0118687
- Silinski A., Heuner M., Troch P., Puijalon S., Bouma T., Schoelynck J., Schröder U., Fuchs E., Meire P. & Temmerman S. (2016). Effects of contrasting wave conditions on scour and drag on pioneer tidal marsh plants. *Geomorphology* 255, 49-62
- Sightsmap (2016). Heatmap voor sightseeing en Googlemaps stratenkaart. www.sightsmap.com , gedownload 28/01/2016.
- Smolders S., Plancke Y., Ides S., Meire P. & Temmerman S. (2015). Role of intertidal wetlands for tidal and storm tide attenuation along a confined estuary: a model study. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 15, 1659-1675
- Smyth A.R., Thompson S.P., Siporin K.N., Gardner W.S., McCarthy M.J., Piehler M.F. (2013). Assessing nitrogen dynamics throughout the estuarine landscape. *Estuar. Coasts* 36, 44-55.
- Somers N. (2009). Feeding facilitation, the hidden interaction in mammalian herbivore assemblages? A case-study on rabbits (*Oryctolagus cuniculus* L.) and large grazers. Doctoraatsproefschrift, Universiteit Gent, Gent, 175 p.

- Speybroeck J., Alsteens L., Vincx M., Degraer S. (2007). Understanding the life of a sandy beach polychaete of functional importance - *Scolecipis squamata* (Polychaeta: Spionidae) on Belgian sandy beaches (northeastern Atlantic, North Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74: 109-118
- Speybroeck J., Bonte D., Courtens W., Gheskiere T., Grootaert P., Maelfait J-P., Provoost S., Sabbe K., Stienen EWM, Van Lancker V., Van Landuyt W., Vincx M., Degraer S. (2008b). The Belgian sandy beach ecosystem: a review. *Marine Ecology* 29 (Suppl. 1): 171-185
- Speybroeck J., Bonte D., Dasseville R., Gheskiere T., Grootaert P., Lionard M., Maelfait J-P., Sabbe K., Stienen E., Van den Broeck K., Van De Walle M., Van Landuyt W., Vercruysse E., Vyverman W., Vincx M., Degraer S. (2005). Biologische evaluatie van elf strandzones langs de Vlaamse Kust - B.E.ST. Eindrapport. 181 pp.
- Speybroeck J., Van Tomme J., Vincx M., Degraer S. (2008a). In situ study of the autecology of the closely related, co-occurring sandy beach amphipods *Bathyporeia pilosa* and *Bathyporeia sarsi*. *Helgoland Marine Research* 62: 257-268
- Staes J., Van der Biest K., Meire P., Beauchard O., Broekx S., De Nocker L., Liekens I., Poelmans L., Verheyen K., Panis J. (2014). Chapter 7: Quantification and Valuation of Ecosystem Services provided by the NATURA 2000 Ecological Network in Flanders (Northern Belgium). PhD Dissertation Jan Staes. ISBN 978 90 5718 074 3.
- STECF (2014). Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries, EWG 14-13: Fishing effort Part 2 (Expert Working group)
- Steetzel HJ (1992). Vergelijking DUROS/DUROSTA. Waterloopkundig laboratorium, rapport H. 1201 deel II, 24 p. + figuren
- Sterner R. W., & Elser J. J. (2002). *Ecological stoichiometry: the biology of elements from molecules to the biosphere*. Princeton University Press.
- Steunpunt Toerisme en Recreatie (2011). Pilootonderzoek naar daguitstappen van de Belg - Finale rapportage. Studie i.o.v. Steunpunt Toerisme en Recreatie. 268p.
- Stevens VM, Baguette M. (2008). Importance of habitat quality and landscape connectivity for the persistence of endangered Natterjack toads. *Conservation Biology* 22: 1194-1204
- Struyf E., Van Damme S., Gribsholt B., Middelburg J. & Meire P. (2005). Biogenic silica in tidal freshwater marsh sediments and vegetation (Schelde estuary, Belgium). *Marine Ecology Progress Series* Volume: 303
- Struyf E., Temmerman S. & Meire P. (2007). Dynamics of biogenic Si in freshwater tidal marshes: Si regeneration and retention in marsh sediments (Scheldt estuary). *Biogeochemistry* Volume: 82 Issue 1
- Struyf E., Opdekamp W., Backx H., Jacobs S., Conley D.J. & Meire P. (2009). Vegetation and proximity to the river control amorphous silica storage in a riparian wetland (Biebrza National Park, Poland). *Biogeosciences* (BG). Volume: 6 Issue 4
- Stuyfzand PJ. (2010a). Gevolgen van kustverbreding en klimaatverandering voor duingrondwater, kunstmatig infiltraat, drinkwater en het duinecosysteem. KWR Watercycle Research Institute, KWR 09.092, Nieuwegein, 79 p.
- Stuyfzand PJ. (2010b). Modelleren kwaliteit ondiep (duin)grondwater en ontkalking, inclusief effecten van atmosferische depositie, klimaatverandering en kustuitbreiding: DUVELCHEM. KWR Watercycle Research Institute, BTO 2010.031 (s), Nieuwegein, 87 p.
- SVR (2015). Studiedienst van de Vlaamse Regering. SVR-projecties van de bevolking en de huishoudens voor Vlaamse steden en gemeenten, 2015-2030. <http://www4.vlaanderen.be/sites/svr/Pages/2015-01-29-projecties.aspx>. Geraadpleegd februari 2016.
- Tahmasebi Kohyani P., Bossuyt B., Bonte D., Hoffmann M. (2011). Grazing impact on plant spatial distribution and community composition. *Plant Ecology and Evolution* 144: 19-28
- Talbot MR. (1984). Late Pleistocene rainfall and dune building in the Sahel. *Palaeoecology of Africa* 16: 203-214
- Temmerman S., Meire P., Bouma T., Herman P., Ysebaert T. & De Vriend H. (2013). Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. *Nature* 504, 17478, 79-83

- Tessens E. (2015). De Belgische zeevisserij 2014: Aanvoer en besomming: Vloot, quota, vangsten, visserijmethoden en activiteit. Dienst Zeevisserij: Oostende. 117 pp.
- Thuiller W., Richardson DM., Pyšek P., Midgley GF., Hughes GO., Rouget M. (2005). Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology* 11: 2234–2250
- Troost (2011). Modelling the carrying capacity of the Oosterschelde. Deltares-rapport 1202193-000.
- van Boxtel A.M.J.V., von Köningslów Mov en Tossings F.M. (1991). In: Brion et al. 2004
- Vandenbruwaene W., Schwarz C., Bouma T., Meire P. & Temmerman S. (2015). Landscape-scale flow patterns over a vegetated tidal marsh and an unvegetated tidal flat: Implications for the landform properties of the intertidal floodplain. *Geomorphology*, Volume 231, Pages 40–52
- Van den Eynde D., De Sutter R., De Smet L., Francken F., Haelters J., Maes F., Malfait E., Ozer J., Polet H., Ponsar S., Reyns J., Van der Biest K., Vanderperren E., Verwaest T., Volckaert A. & Willekens M. (2011). Evaluation of climate change impacts and adaptation responses for marine activities (CLIMAR). Final Report Brussels: BELSPO office, 121p
- van Denderen P. D. (2015). *Ecosystem effects of bottom trawl fishing* (Doctoral dissertation, Wageningen University).
- Van der Biest K., Verwaest T., Reyns J. en Mostaert F (2009). CLIMAR: Deelrapport 2 - Kwantificatie van de secundaire gevolgen van de klimaatsverandering in de Belgische kustvlakte. Versie 2_0. WL Rapporten, 814_01. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen, België
- Van der Biest K., De Nocker L., Provoost S., Boerema A., Staes J., & Meire P. (2017). Dune dynamics safeguard ecosystem services. *Ocean and Coastal Management* 149, 148-158
- Van Der Putten WH., Maas PWT., van Gulik WJM. & Brinkman H. (1990). Characterization of soil organisms involved in the degeneration of *Ammophila arenaria*. *Soil biology and biochemistry* 22: 845-852
- Van der Putten WH., van der Werf-Klein Breteler JT. & van Dijk C. (1989). Colonization of the root zone of *Ammophila arenaria* by harmful soil organisms. *Plant and Soil* 120: 213-223
- van Dobben H.F. & van Hinsberg A. (2008). Overzicht van kritische depostiewaarden voor stikstof, toegepast op habitatypen en Natura 2000-gebieden. Alterra, 2008. 78p.
- van Haperen AMM (2009). Een wereld van verschil - landschap en plantengroei van de duinen op de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Eilanden. KNNV Uitgeverij, Zeist, 272 pp.
- Van Lancker V. & Baeye M. (2015). Wave Glider monitoring of sediment transport and dredge plumes in a shallow marine sandbank environment. *Plos ONE* 10(6), e0128948.
- Van Lancker V., Deronde B., De Vos K., Fettweis M., Houthuys R., Martens C., Mathys M. (2015a). In: Borremans M. *Geologie van Vlaanderen*. Gent, Academia Press. Pp. 341-408.
- Van Lancker V., Francken F., Terseleer N. & Van den Eynde D. (2014). Interactief beheren van grondstoffen in de zuidelijke Noordzee, een langetermijnperspectief. Presentatie studiedag 'Which future for the sand extraction in the Belgian part of the North Sea?', 20 oktober 2014, Blankenberge
- Van Lancker V., Lauwaert B., De Mol L., Vandenreyken H., De Backer A., Pirlet H. (2015b). Zand- en grindwinning. In: Pirlet H., Verleye T., Lescrauwaet A.K., Mees J. (Eds.), *Compendium voor Kust en Zee 2015: Een geïntegreerd kennisdocument over de socio-economische, ecologische en institutionele aspecten van de kust en zee in Vlaanderen en België*. Oostende, Belgium, p. 109-118.
- Van Landuyt W., Hoste I., Vanhecke L., Van den Brecht P., Vercruyssen W., De Beer D. (2006). Atlas van de Flora van Vlaanderen en het Brussels Gewest. Instituut voor natuur- en bosonderzoek, Nationale Plantentuin van België & Flo.Wer. 1008 pp.
- Van Landuyt W., Provoost S., Leten M. et al. (2004). Vaatplanten. In: Provoost S., Bonte D. (red.) *Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust*. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22, Brussel: 46-83
- Van Leeuwen B. (2008). Modeling mussel bed influence on fine sediment dynamics on a Wadden Sea intertidal flat. M.Sc. Thesis, University of Twente, 114 pp
- van Lipzig N.P.M. & Willems P. (2015). Actualisatie en verfijning klimaatscenario's tot 2100 voor Vlaanderen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2015/01, KU Leuven i.s.m. KMI

- Van Tomme, Vanden Eede S., Speybroeck J., Degraer S., Vincx M. (2013). Macrofaunal sediment selectivity considerations for beach nourishment programmes. *Marine Environmental Research* 84: 10-16
- van Wijk M.N., Sanders M.E., de Jong J.J. & van Veen M.P. (2006). Natuurbeheer in de duinen - Achtergronden bij de Natuurbalans 2005. Rapport 408763012/2006
- Vanaverbeke J., Bellec V., Bonne W., Deprez T., Hostens K., Moulaert I., Van Lancker V. & Vincx M. (2007). Study of post-extraction ecological effects in the Kwintebank sand dredging area (SPEEK). BELSPO, SPSPDII, 92p.
- Vanbavinckhove G., Rumes B., Pirlet H. (2015). Energie (inclusief kabels en leidingen). In: Pirlet H., Verleye T., Lescrauwaet A.K., Mees J. (Eds.), *Compendium voor Kust en Zee 2015: Een geïntegreerd kennisdocument over de socio-economische, ecologische en institutionele aspecten van de kust en zee in Vlaanderen en België*. Oostende, Belgium, p. 119-140.
- Vanden Eede S., Van Tomme J., De Busschere C., Vandegehuchte ML, Sabbe K., Stienen EWM, Degraer S., Vincx M., Bonte D. (2014). Assessing the impact of beach nourishment on the intertidal food web through the development of a mechanistic-envelope model. *Journal of Applied Ecology* 51: 1304–1313
- Vandenbohede A., Van Houtte E. & Lebbe L. (2009a). Sustainable groundwater extraction in coastal areas: a Belgian example. *Environ. Geol.* 57:735–747
- Vandenbohede A., Van Houtte E. & Lebbe L. (2009b). Water quality changes in the dunes of the western Belgian coastal plain due to artificial recharge of tertiary treated wastewater. *Appl. Geochem.* 24(3): 370-382
- Vandenbohede A., Wallis I., Van Houtte E., Van Ranst E. (2013). Hydrogeochemical transport modeling of the infiltration of tertiary treated wastewater in a dune area, Belgium. *Hydrogeol. J.* 21(6): 1307-1321
- Vandendriessche S., Derweduwen J. & Hostens K. (2013). Between the turbines: soft substrate epibenthos and fish. Chapter 10 of Degraer et al. (2013).
- Vanlede J., Delecluyse K., Primo B., Verheyen B., Leyssen G., Plancke Y., Verwaest T., Mostaert F. (2015). Verbetering randvoorwaardenmodel: Subreport 7 - Calibration of NEVLA 3D. Version 4.0. WL Rapporten, 00_018. Flanders Hydraulics Research & IMDC: Antwerp, Belgium.
- Vansteenbrugge L., Ampe B., De Troch M., Vincx M. & Hostens K. (2015). On the distribution and population dynamics of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Belgian part of the North Sea and Westerschelde estuary. *Marine environmental research*, 110, 33-44.
- Verwaest T., Van Poucke Ph., Vanderkimpen P., Van der Biest K., Reyns J., Peeters P., Kellens W., Vanneuville W., Mostaert F. (2008). Overstromingsrisico's aan de Vlaamse kust. Evaluatie van de zeewering. Deel 1: Methodologie. WL Rapporten, 718/2A. Waterbouwkundig Laboratorium & Universiteit Gent & Soresma-Haecon: Borgerhout, België
- Verwaest T. (2008). De impact van aggregaatextractie op de kustveiligheid bij storm. Waterbouwkundig Laboratorium
- Verwaest T., De Wolf P., Mertens T., Mostaert F., Pirlet H. (2015). Veiligheid tegen overstromingen. In: Pirlet H., Verleye T., Lescrauwaet A.K., Mees J. (Eds.), *Compendium voor Kust en Zee 2015: Een geïntegreerd kennisdocument over de socio-economische, ecologische en institutionele aspecten van de kust en zee in Vlaanderen en België*. Oostende, Belgium, p. 217-228.
- VILT (2013). Vlaams Infocentrum Land- en Tuinbouw, www.vilt.be. Gedownload september 2015
- Visser PJ. (1998). Breach growth in sand-dikes. PhD thesis, Technische Universiteit Delft, 173 p.
- VLIZ (2015). Beleidsinformerende Nota: De recreatieve zeevisserij in België: Monitoring van de capaciteit, intensiteit en dichtheid op zee (eerste resultaten). VLIZ Beleidsinformerende nota's BIN 2015_001. Oostende. 20 pp.
- VLM (2011). Vermestende depositie 2011, VLOPS12-model.
- VLM (2013). Landbouwgebruikskaart Vlaanderen. Vlaams Ministerie, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
- VLM (2014). Focusgebieden Nitraat - gemeenten van West-Vlaanderen.

- von Asmuth J. (2012). Groundwater System Identification through Time Series Analysis. PhD thesis, Technische Universiteit Delft
- Vriens L., Bosch H., De Knijf G., De Saeger S., Guelinckx R., Oosterlynck P., Van Hove M. & Paelinckx D. (2011). De Biologische Waarderingskaart - Biotopen en hun verspreiding in Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.M.2011.1, Brussel. 416 p.
- Waldbusser G.G., Steenson R.A. & Green M.A. (2011). Oyster shell dissolution rates in estuarine waters: effects of pH and shell legacy. *Journal of Shellfish Research* 30, 659–669
- Walther G-R., Post E., Convey P. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389-395
- Weeda E.J., Westra R., Westra Ch., Westra T. (1994). Nederlandse oecologische flora: wilde planten en hun relaties 5.
- Westtoer (2008). Welkom in de duinen - Reflecties en aanbevelingen omtrent natuur en recreatie aan de Vlaamse Kust, Brugge, 134 pp.
- Westtoer (2014). Trendrapport KiTS Kust 2012-2013.
- Wijsman J.W.M., Goudswaard P.C., Escaravage V., Wijnhoven S. (2014). De macrobenthosgemeenschap van de Zeeuwse Banken na zandwinning. Een overzicht van drie T0 jaren en een eerste jaar van rekolonisatie. Report / IMARES Wageningen UR : C164/13
- Willems P. (2014). Actualisatie van de extreme-waarden-statistiek van stormvloed en de Belgische kust. KU Leuven - Afdeling Hydraulica, Rapport voor de Vlaamse overheid - Waterbouwkundig Laboratorium, oktober 2014, 29 p. In: van Lipzig en Willems 2015.
- Willems W., Goethals P., Van den Eynde D., Van Hoey G., Van Lancker V., Verfaillie E.,... & Degraer S. (2008). Where is the worm? Predictive modelling of the habitat preferences of the tube-building polychaete *Lanice conchilega*. *Ecological Modelling*, 212(1), 74-79.
- Wint G.R.W. & Robinson T.P. (2007). Gridded livestock of the world 2007, Rome, pp 131.
- Witte JPM., Bartholomeus RP., van Bodegom PM., Cirkel DG., van Ek R., Fujita Y., Janssen GMCM., Spek TJ., Runhaar H. (2015). A probabilistic eco-hydrological model to predict the effects of climate change on natural vegetation at a regional scale. *Landscape Ecology* 30: 835–854
- Witte JPM., de Haan MWA., Hootsmans MJM. (2007). PROBE: een model voor vegetatiedoelen. *Landschap* 24: 77-87
- Zeegra (2004). Het economisch belang van de sector van zandwinning op zee in België, Eindrapport, Belgium. 53 pp.
- Zwaenepoel A., Van de Genachte G. & Lambrechts J. (2004). Natuur- en bosbeheerplan voor de Oosthoekduinen, het Calmeynbos en de Krakeelduinen (De Panne). 123p.

Appendices

Appendix 1 – Overzicht van alle BWK-karteringseenheden binnen het visiegebied (kustduinendistrict + zeewaartse gegevens van de BWK) met een inschatting van hun oppervlak. De extra aanduidingen '+' en '-' duiden respectievelijk op een goede en zwakke ontwikkelingsgraad.

		Zekere (minimale) oppervlakte (ha)	Mogelijke (maximale) oppervlakte (ha)
Strand en duinen			
dd	zeereepduin	319.32	529.26
dd-	zeereepduin	69.70	105.85
dd+	zeereepduin	4.61	8.30
dla	strand met kunstwerken (golfbrekers, pier)	1469.62	1502.60
dla+	strand met kunstwerken (golfbrekers, pier), met embryonale duinontwikkeling of strand overgaand in duinen	10.66	25.14
dls	strand zonder kunstwerken	1018.92	1073.66
dls+	strand zonder kunstwerken, met embryonale duinontwikkeling of strand overgaand in duinen	15.77	69.39
dz	zandbank of zandplaat	27.14	28.51
had	droog, zuur duingrasland	31.78	45.51
had-	droog, zuur duingrasland	46.09	54.72
hd	kalkrijk duingrasland	258.20	614.45
hd-	kalkrijk duingrasland	81.12	170.05
hd+	kalkrijk duingrasland	20.83	37.16
hdb	kalkrijk duingrasland met boomopslag	3.04	3.20
hdb-	kalkrijk duingrasland met boomopslag	0.22	0.39
mp	alkalisch laagveen in duinpannen	20.28	36.60
mp-	alkalisch laagveen in duinpannen	2.61	3.98
sd	duindoornstruweel	463.42	820.75
sd-	duindoornstruweel	5.93	18.55
sd+	duindoornstruweel	0.12	0.13
sdb	duindoornstruweel met verspreide boomopslag	29.24	108.43
sdb-	duindoornstruweel met verspreide boomopslag	2.51	12.01
sdb+	duindoornstruweel met verspreide boomopslag	0.52	1.47
Slikken en schorren			
da	schorre (of zilte vegetatie)	32.77	67.50

da-	schorre (of zilte vegetatie)	1.99	4.50
da+	schorre (of zilte vegetatie)	29.99	45.65
ds	slik of spuikom	49.68	69.54
Stilstaande waters			
ae	eutrofe plas met natuurlijke oevers	14.71	16.72
ae-	eutrofe plas met natuurlijke oevers	7.04	7.04
ae+	eutrofe plas met natuurlijke oevers	0.07	0.07
aer	recente, eutrofe plas	2.43	2.96
aer-	recente, eutrofe plas	0.41	0.86
aer+	recente, eutrofe plas	0.03	0.03
aev	eutrofe plas met slibrijke bodem, enkel natuurlijk ontstane plassen	0.36	0.36
ah	min of meer brakke plas	7.35	14.79
ah-	min of meer brakke plas	0.04	0.19
ap	diep of zeer diep water	3.86	3.86
app-	diep water met steile vegetatieloze oevers	1.87	1.87
Moerassen			
mc	grote zeggenvegetatie	0.07	0.07
mc-	grote zeggenvegetatie	0.03	0.14
mr	rietvegetatie (Phragmition)	2.76	4.49
mr-	rietvegetatie (Phragmition)	0.17	0.42
mrh	rietvegetatie met struik- of boomopslag	0.29	0.82
mrh-	rietvegetatie met struik- of boomopslag	0.05	0.26
mrh+	rietvegetatie met struik- of boomopslag	0.03	0.03
mru	verruigd rietland	1.03	1.67
mru-	verruigd rietland	0.10	0.50
mz	zeebiesvegetatie	0.04	0.20
mz-	zeebiesvegetatie	0.01	0.05
Heiden en hoogveen			
cp-	gedegradeerde heide met dominantie van Adelaarsvaren	0.15	0.77
Halfnatuurlijke graslanden			
h	graslanden	3.23	5.14
ha	struisgrasvegetatie op zure bodem , Buntgras- en Struisgras-orde en verwante gemeenschappen	0.28	1.41
hc	vochtig, licht bemest grasland (dotterbloemhooiland)	2.75	4.62
hc-	vochtig, licht bemest grasland (dotterbloemhooiland)	0.17	0.72
hc+	vochtig, licht bemest grasland (dotterbloemhooiland)	1.23	2.21

hu	mesofiel hooiland (glanshaververbond)	4.23	6.56
hu-	mesofiel hooiland (glanshaververbond)	21.68	31.69
hu+	mesofiel hooiland (glanshaververbond)	0.07	0.14
Soortenrijke permanente graslanden			
hj	vochtig, licht bemest grasland gedomineerd door russen (Pitrus en Zeegroene rus, geen Veldrus)	1.20	1.69
hp+	soortenarm permanent cultuurgrasland	34.62	53.55
hpr+	weilandcomplex met veel sloten en/of microreliëf en met relictten van halfnatuurlijke graslanden	46.71	81.45
Graslanden met verspreide biologische waarden			
hpr	weilandcomplex met veel sloten en/of microreliëf	70.04	90.95
hpr-	weilandcomplex met veel sloten en/of microreliëf	6.92	7.68
kj	hoogstamboomgaard	1.34	1.88
kj-	gedegradeerde of jonge hoogstamboomgaard	0.51	2.11
Graslanden met beperkte biologische waarden			
hp	soortenarm permanent cultuurgrasland	261.43	297.21
hx	zeer soortenarme, vaak tijdelijke en ingezaaide graslanden	79.60	121.83
Ruigten en pioniersvegetaties			
hf	natte ruigte met Moerasspirea (Filipendulion)	0.38	0.68
hf-	natte ruigte met Moerasspirea (Filipendulion)	0.47	0.91
hfb	natte moerasspirearuigte met struik- of boomopslag	0.11	0.20
hr	verruigd grasland	28.88	51.03
hr-	verruigd grasland	2.02	4.03
hr+	verruigd grasland	1.43	2.13
hrb	verruigd grasland met struik- of boomopslag	2.01	2.57
hrb-	verruigd grasland met struik- of boomopslag	0.05	0.09
hrb+	verruigd grasland met struik- of boomopslag	0.03	0.05
ku	ruigte op voormalig akkerland, opgehoogde of vergraven terreinen, ...	39.83	62.86
ku-	ruigte op voormalig akkerland, opgehoogde of vergraven terreinen, ...	4.07	9.70
ku+	pioniervegetaties allerlei en soortenrijke ruigten op voormalig akkerland, opgehoogde of vergraven terreinen, ...	3.53	10.35
kub	ruigte met struik- en boomopslag op voormalig akkerland, opgehoogde en vergraven terreinen	0.00	0.00
Struwelen			
s	struwelen en struikgewas	0.02	0.11
se	kapvlakte	1.64	5.21
se-	kapvlakte	0.03	0.15

sf	vochtig wilgenstruweel op voedselrijke bodem	4.69	6.46
sf-	vochtig wilgenstruweel op voedselrijke bodem	0.06	0.28
sg	bremstruweel	1.17	2.11
sg-	bremstruweel	0.15	0.76
sgb	bremstruweel met boomopslag	0.23	1.17
sgu	gaspeldoornstruweel	0.11	0.55
sgu-	gaspeldoornstruweel	0.10	0.51
sp	doornstruweel met o.a. meidoorn, Sleedoorn, Hondсроos,...	0.08	0.08
sp-	doornstruweel met o.a. meidoorn, Sleedoorn, Hondсроos,...	0.08	0.42
sz	struweelopslag van allerlei aard, vaak op gestoorde gronden	13.89	31.44
sz-	struweelopslag van allerlei aard, vaak op gestoorde gronden	0.92	3.92
sz+	struweelopslag van allerlei aard, vaak op gestoorde gronden	0.44	0.79
Vallei- en moerasbossen			
ru	ruderaal olmenbos	78.62	103.75
ru-	ruderaal olmenbos	3.15	7.90
rud	ruderaal olmenbos aan de binnenduinrand	84.01	117.22
rud-	ruderaal olmenbos aan de binnenduinrand	10.87	19.96
rud+	ruderaal olmenbos aan de binnenduinrand	0.92	0.92
vn	nitrofiel alluviaal elzenbos	3.45	6.66
vn-	nitrofiel alluviaal elzenbos	1.14	1.90
Eiken-beukenbossen			
qb-	eiken-berkenbos	0.00	0.01
Overige bossen, aanplanten en parken			
kp	park of parkachtig kerkhof	26.32	42.28
kp-	kunstmatig aandoend park of parkachtig kerkhof met weinig natuurlijke elementen	25.58	37.56
kp+	kunstmatig aandoend park of parkachtig kerkhof met weinig natuurlijke elementen	0.36	0.65
kpk	kasteelpark	2.59	2.59
lhb	populierenaanplant op vochtige grond met elzen- en/of wilgenondergroei	0.19	0.20
lhi	populierenaanplant op vochtige grond met ruderaale ondergroei	0.23	0.23
ls	populierenaanplant op droge grond	14.03	26.99
lsb	populierenaanplant op droge grond met struikgewas	44.82	52.00
lsh	populierenaanplant op droge grond met ondergroei van grassen en kruiden	0.79	0.98
lsi	populierenaanplant op droge grond met ruderaale ondergroei	10.51	12.30
n	loofhoutaanplant (exclusief populier)	261.90	306.49
n-	loofhoutaanplant (exclusief populier)	4.93	11.73

n+	loofhoutaanplant (exclusief populier)	0.69	1.24
p	naalldhoutaanplant	4.74	4.74
pa	naalldhoutaanplant zonder ondergroei (niet Grove den)	1.83	2.15
pi	zeer jonge naalldhoutaanplant (niet Grove den)	0.30	0.51
pmb	naalldhoutaanplant (niet Grove den) met ondergroei van struiken en bomen	68.01	81.85
pmb-	naalldhoutaanplant (niet Grove den) met ondergroei van struiken en bomen	0.08	0.40
pmh	naalldhoutaanplant (niet Grove den) met lage ondergroei (grassen, kruiden)	2.94	3.86
pms	naalldhoutaanplant (niet Grove den) met laag struikgewas (braam, brem, heide)	13.10	22.88
pp	aanplant van Grove den	0.38	0.38
ppmb	aanplant van Grove den met ondergroei van struiken en bomen	6.13	12.19
ppmh	aanplant van Grove den met lage ondergroei (grassen, kruiden)	0.40	0.47
ppms	aanplant van Grove den met laag struikgewas	2.18	3.47
Akkers en tuinbouw			
bs	akker op zandige bodem	121.65	170.60
bs+	akker op zandige bodem	1.67	4.98
bu	akker op kleiige bodem	91.80	138.18
kl	laagstamboomgaard	0.87	1.13
kq	boomkwekerij, bloemkwekerij of serre	1.93	2.45
Bebouwing en industrie			
kf	oud militair fort	2.73	11.45
kf-	bunker of fort met geen of louter weinig interessante vegetaties	0.33	1.44
ki	vliegveld	0.35	0.35
ko	stortterrein	2.25	2.56
kz	opgehoogd terrein	5.94	18.64
u	urbaan gebied, bebouwing	27.16	33.57
ua	minder dichte bebouwing met beplanting, tuinen, ...	1900.95	2090.80
uc	kampeerterrein, caravanterrein	177.41	197.50
ud	dicht bebouwd gebied	484.20	624.74
ui	industriële bebouwing, fabriek	333.21	485.21
un	open bebouwing in omgeving met veel natuurlijke begroeiing	180.07	184.56
ur	bebouwing in agrarische omgeving, losstaande hoeve	37.52	39.88
uv	terrein met recreatie-infrastructuur (b.v. chalets, sportvelden)	57.86	108.51
uv-	terrein met recreatie-infrastructuur (b.v. chalets, sportvelden)	6.34	31.71
Overige karteringseenheden			
ng	niet gekarteerd	3.13	5.53

spoor	spoorweg	8.26	21.09
wat	waterloop	38.88	38.91
weg	weg	329.29	462.27
zee	zee	667.79	667.79

Karteringseenheden die voorkomen binnen het visiegebied, maar voor de oppervlakteberekeningen buiten beschouwing zijn gelaten, hebben betrekking op **kleine landschapselementen** [k(ae), k(da), k(da-), k(ha-), k(had), k(had-), k(hc-), k(hd), k(hd-), k(hd+), k(hf), k(hf-), k(hj), k(hp), k(hp+), k(hr), k(hr-), k(hr+), k(hu), k(hu-), k(hu+), k(ku), k(ku-), k(ku+), k(mc), k(mc-), k(mr), k(mr-), k(mr+), k(mru), k(mru-), k(mz), k(mz-), k(b), k(b-), k(ba), k(ba-), k(bac), k(bac-), k(bae), k(bae-), k(bb), k(bb-), k(bca), k(bcr-), k(bf), k(bf-), k(bfr), k(bfr-), k(bfr+), k(bgml), k(bgml-), k(bp), k(bp-), k(bp+), k(bpinn), k(bpinn-), k(bpl), k(bq), k(br-), k(bs), k(bs-), k(bs+), k(bt), k(bt-), k(bu), k(d), k(d-), k(h), k(h-), k(hsf), k(hsf-), k(hsp), k(hsp-), k(hsz), k(hsz+), k(ha), k(ha-), k(ha+), k(hac), k(hac-), k(hca-), k(hco-), k(hcr), k(hcr-), k(hfr), k(hfr-), k(hfr+), k(hgml), k(hgml-), k(hlig), k(hlig-), k(hp-), k(hq), k(hs), k(hs-), k(hsa), k(hsa-), k(hu), k(hu-), k(m), k(m-), k(n), k(n-), k(n+), k(s), k(t), k(ta), k(ta-), k(td), k(td-), k(td+), k(tf), k(tf-), k(tf+), k(th), k(th-), k(th+), k(tu), k(tu-), k(tu+)] en **boomsoorten** (acer, alng, alni, bet, cra, fag, frax, gml, gmn, lig, pica, pics, pinm, pinn, pins, pop, potr, prus, que, sal, sam, ulm).

*Appendix 2 – Overzicht van Ecosysteemdiensten per habitat. Een onderscheid wordt gemaakt tussen de diensten die jaarlijks baten creëren en de diensten waarvoor de huidige stock een baat creëert (bestaande structuur levert de dienst). – : dienst is niet relevant voor dit habitat; * : habitat draagt bij aan dienst maar dienst kan niet aan enkel habitat toegeschreven worden*

Categorie	Habitat	Opp. (ha)	JAARLIJKE BATEN ECOSYSTEEMDIENSTEN															VOORRAAD ECOSYSTEEMDIENSTEN					
			Landbouwproductie**		Grondwateraanvulling		Koolstof lange termijn		Denitrificatie		N-retentie		P-retentie		Visserij	Energiewinning	Zandwinning	Recreatie	Waterretentie		Koolstofbiomassa		Kustbescherming
			€/ha/j	k€/j	mm/j	miljoen m³/j	kg C/ha/j	ton C/j	kg N/ha/j	ton N/j	kg N/ha/j	ton N/j	kg P/ha/j	ton P/j	ton/j	MW/j	miljoen m³/j	miljoen €/j	m³/ha	m³	ton C/ha	kton C	miljoen €
Intertidaal	strand	165	0	0	0	0,0	0	0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	-	-	-	*	1,3	215	0	0	*
	onbegroeide slikke	4	0	0	0	0,0	-4700	-21	60,1	0,3	1091,00	4,8	70,00	0,3	-	-	-	*	6,1	27	0	0	*
	begroeide slikke	43	0	0	0	0,0	-2500	-106	107,0	4,5	1091,00	46,4	70,00	3,0	-	-	-	*	7,9	335	0	0	*
	lage schorre (overstroomt bij elk getij, dom. slijkgras)	31	0	0	0	0,0	-2500	-78	107,0	3,3	1091,00	34,0	70,00	2,2	-	-	-	*	3,3	102	0	0	*
	middelhoge schorre (overstroomt enkel bij springtij, dom. gewoon kweldergras)	9	0	0	312	0,0	-6900	-63	107,0	1,0	273,00	2,5	18,00	0,2	-	-	-	*	1,6	14	0	0	*
	hoge schorre (overstroomt enkel bij springtij, incl. begraasd schor, dom. gewone zoutmelde, strandkweek)	38	0	0	358	0,1	-6900	-260	107,0	4,0	273,00	10,3	18,00	0,7	-	-	-	*	1,6	59	0	0	*
	embryonale wandelende duinen	118	0	0	397	0,5	0	0	0,0	0,0	23,50	2,8	1,57	0,2	-	-	-	*	0,9	108	0	0	*
Duin	witte duinen	313	0	0	351	1,1	1020	319	0,0	0,0	21,20	6,6	1,41	0,4	-	-	-	*	0,6	200	0	0	*
	mosduinen	416	0	0	311	1,3	1027	427	0,0	0,0	17,40	7,2	1,16	0,5	-	-	-	*	2,3	963	0	0	*
	kalkrijke, droge	70	0	0	310	0,2	1053	73	0,0	0,0	15,00	1,0	1,00	0,1	-	-	-	*	3,9	269	0	0	*

Categorie	Habitat	Opp. (ha)	JAARLIJKE BATEN ECOSYSTEEDIENSTEN															VOORRAAD ECOSYSTEEDIENSTEN					
			Landbouwprodu ctie**		Grondwateraan vulling		Koolstof lange termijn		Denitrificatie		N-retentie		P-retentie		Visse rij	Energiewi nning	Zandwin ning	Recreat ie	Waterrete nie		Koolstof biomassa		Kustbescher ming
			€/ha/j	k€/j	mm /j	miljoen m³/j	kg C/ha/j	ton C/j	kg N/ha/j	ton N/j	kg N/ha/j	ton N/j	kg P/ha/j	ton P/j					ton/j	MW/j	m³/j	miljoen €/j	
Overig	duingrasland																						
	kalkarme, droge duingrasland	97	0	0	329	0,3	1117	108	0,0	0,0	13,10	1,3	0,87	0,1	-	-	-	*	6,8	658	0	0	*
	duinstruweel (alles behalve kruipwilg en exoot)	746	0	0	287	2,1	1018	759	0,0	0,0	28,30	21,1	1,89	1,4	-	-	-	*	3,0	223 3	0	0	*
	kruipwilgstru weel in duinen	13	0	0	264	0,0	1136	15	0,0	0,0	32,30	0,4	2,15	0,0	-	-	-	*	5,7	74	0	0	*
	duinpanne met kruipwilgstru weel	45	0	0	257	0,1	1280	58	0,1	0,0	32,00	1,5	2,13	0,1	-	-	-	*	8,8	399	0	0	*
	loofbosduine n	152	0	0	237	0,4	1145	174	0,0	0,0	28,20	4,3	1,88	0,3	-	-	-	*	6,0	912	0	0	*
	duinpanne met kalkminnende soorten - grasland	18	0	0	262	0,0	4200	77	0,1	0,0	19,30	0,4	1,29	0,0	-	-	-	*	12, 9	237	0	0	*
	overige duinpanne - grasland	24	0	0	290	0,1	1169	28	0,0	0,0	19,00	0,4	1,27	0,0	-	-	-	*	4,5	106	0	0	*
	exotenstruwe el	2	0	0	268	0,0	1002	2	0,0	0,0	23,30	0,0	1,55	0,0	-	-	-	*	3,4	6	0	0	*
Overig	niet nader gedefinieerde ruigte	187	0	0	305	0,6	1089	204	0,0	0,0	23,50	4,4	1,57	0,3	-	-	-	*	4,7	879	0	0	*
	niet nader gedefinieerd grasland	172	0	0	326	0,6	1115	191	0,0	0,0	15,40	2,6	1,03	0,2	-	-	-	*	6,1	105 4	0	0	*
	niet nader gedefinieerd nat grasland	58	0	0	193	0,1	1115	64	0,0	0,0	23,70	1,4	1,58	0,1	-	-	-	*	4,7	270	0	0	*
	landbouwgras land	451	821	370	334	1,5	1237	557	0,0	0,0	23,60	10,6	1,57	0,7	-	-	-	*	6,9	310 8	0	0	*

Categorie	Habitat	Opp. (ha)	JAARLIJKE BATEN ECOSYSTEEDIENSTEN															VOORRAAD ECOSYSTEEDIENSTEN					
			Landbouwprodu ctie**		Grondwateraan vulling		Koolstof lange termijn		Denitrificatie		N-retentie		P-retentie		Visse rij	Energiewi nning	Zandwin ning	Recreat ie	Waterrete nie		Koolstof biomassa		Kustbescher ming
			€/ha/j	k€/j	mm /j	miljoen m³/j	kg C/ha/j	ton C/j	kg N/ha/j	ton N/j	kg N/ha/j	ton N/j	kg P/ha/j	ton P/j					m³/ ha	m³	ton C/ha	kton C	
	akker	275	1324	364	325	0,9	1060	291	0,0	0,0	17,50	4,8	1,17	0,3	-	-	-	*	7,4	204 1	0	0	*
	niet nader gedefinieerd loofbos	422	0	0	237	1,0	1126	475	0,0	0,0	20,00	8,4	1,33	0,6	-	-	-	*	6,8	285 8	135	57	*
	niet nader gedefinieerd naaldbos	107	0	0	176	0,2	1031	110	0,0	0,0	33,80	3,6	2,25	0,2	-	-	-	*	4,2	443	135	14	*
	niet nader gedefinieerd gemengd bos	277	0	0	220	0,6	1070	296	0,0	0,0	20,00	5,5	1,33	0,4	-	-	-	*	4,3	120 3	135	37	*
	urbaan	1470	0	0	383	5,6	0	0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	-	-	-	*	3,5	513 0	0	0	*
	campeerterrei n of sportterrein (incl. golf)	25	0	0	347	0,1	965	24	0,0	0,0	23,30	0,6	1,55	0,0	-	-	-	*	2,5	63	0	0	*
	park of begraafplaats	80	0	0	259	0,2	1127	90	0,0	0,0	23,60	1,9	1,57	0,1	-	-	-	*	5,4	434	0	0	*
	tuin	1429	0	0	310	4,4	1086	1552	0,0	0,0	23,40	33,4	1,56	2,2	-	-	-	*	4,6	659 0	0	0	*
	schaarsbegro eid	112	0	0	379	0,4	0	0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	-	-	-	*	2,2	249	0	0	*
open water	289	0	0	324	0,9	0	0	0,1	0,0	32,50	9,4	2,17	0,6	-	-	-	*	4,4	128 4	0	0	*	
Marien	mossel- en oesterbanken	0	-	-	-	-	1	0	260,3	0,0	447,0 0	0,0	0,05	0,0	0	-	0	*	-	-	0	0	*
	riffen van schelpkokerw ormen (<i>Lanice conchilega</i>)	14088	-	-	-	-	1	17	244,0	343 7,6	0,75	10,6	0,05	0,7	*	-	*	*	-	-	0	0	*
	altijd overstroomde zandbanken en vooroever - <i>Abra alba</i> biotoop (excl. riffen)	12307 8	-	-	-	-	1	148	21,9	269 5,4	0,75	92,3	0,05	6,2	*	*	*	*	-	-	0	0	*

Categorie	Habitat		JAARLIJKE BATEN ECOSYSTEEDIENSTEN															VOORRAAD ECOSYSTEEDIENSTEN					
			Landbouwproductie**		Grondwateraanvulling		Koolstof lange termijn		Denitrificatie		N-retentie		P-retentie		Visserij	Energiewinning	Zandwinning	Recreatie	Waterretentie		Koolstof biomassa		Kustbescherming
	€ /ha/j	k€ /j	mm /j	miljoen m³/j	kg C/ha/j	ton C/j	kg N/ha/j	ton N/j	kg N/ha/j	ton N/j	kg P/ha/j	ton P/j	ton/j	MW/j	miljoen m³/j	miljoen €/j	m³/ha	m³	ton C/ha	kton C	miljoen €		
	Omschrijving	Opp. (ha)																					
	altijd overstroomde zandbanken en vooroevers - <i>Nephtys cirrosa</i> biotoop (excl. riffen)	66369	-	-	-	-	1	80	21,9	145,3,5	0,75	49,8	0,05	3,3	*	*	*	*	-	-	0	0	*
	altijd overstroomde zandbanken en vooroevers - <i>Ophelia limacina</i> biotoop (excl. riffen)	23159	-	-	-	-	1	28	21,9	507,2	0,75	17,4	0,05	1,2	*	*	*	*	-	-	0	0	*
	altijd overstroomde zandbanken en vooroevers - <i>Macoma balthica</i> biotoop (excl. riffen)	41129	-	-	-	-	1	49	21,9	900,7	0,75	30,8	0,05	2,1	*	*	*	*	-	-	0	0	*
	grindbedden (potentieel)	52619	-	-	-	-	1	63	21,9	115,2,4	0,75	39,5	0,05	2,6	*	-	*	*	-	-	0	0	*
	artificiële riffen (windturbines, strandhoofden, scheepswrakken)	53	-	-	-	-	1	0	21,9	1,2	0,75	0,0	0,05	0,0	*	712	0	*	-	-	0	0	*
	zeegrassen	0	-	-	-	-	1380	0	57,8	0,0	134,00	0,0	20,10	0,0	*	-	0	*	-	-	0	0	*
	overige zeebodem	27886,018	-	-	-	-	1	33	21,9	610,7	0,75	20,9	0,05	1,4	*	-	*	*	-	-	0	0	*

Categorie	Habitat		JAARLIJKE BATEN ECOSYSTEEDIENSTEN															VOORRAAD ECOSYSTEEDIENSTEN					
			Landbouwproductie**		Grondwateraanvulling		Koolstof lange termijn		Denitrificatie		N-retentie		P-retentie		Visserij	Energiewinning	Zandwinning	Recreatie	Waterretentie		Koolstof biomassa	Kustbescherming	
	Omschrijving	Opp. (ha)	€/ha/j	k€/j	mm /j	miljoen m³/j	kg C/ha/j	ton C/j	kg N/ha/j	ton N/j	kg N/ha/j	ton N/j	kg P/ha/j	ton P/j	ton/j	MW/j	m³/j	miljoen €/j	m³/ha	m³	ton C/ha	kton C	miljoen €
	pelagiaal	348381	-	-	-	-	< 0,00001	< 0,00001	0	0	0	0	0	0	*	-	0	*	-	-	4	1394	-
TOTAAL	Terrestrisch	7656	-	734	-	23	-	5368	-	13	-	232	-	15	0	-	0	*	-	32521	-	109	*
	Marinen	696762	-	0	-	0	-	418	-	10759	-	261	-	17	4700	712	0	*	-	0	-	1394	*
	KUST TOTAAL	704418	-	734	-	23	-	5786	-	10772	-	493	-	33	4700	712	0	2728	-	32521	-	1502	408